

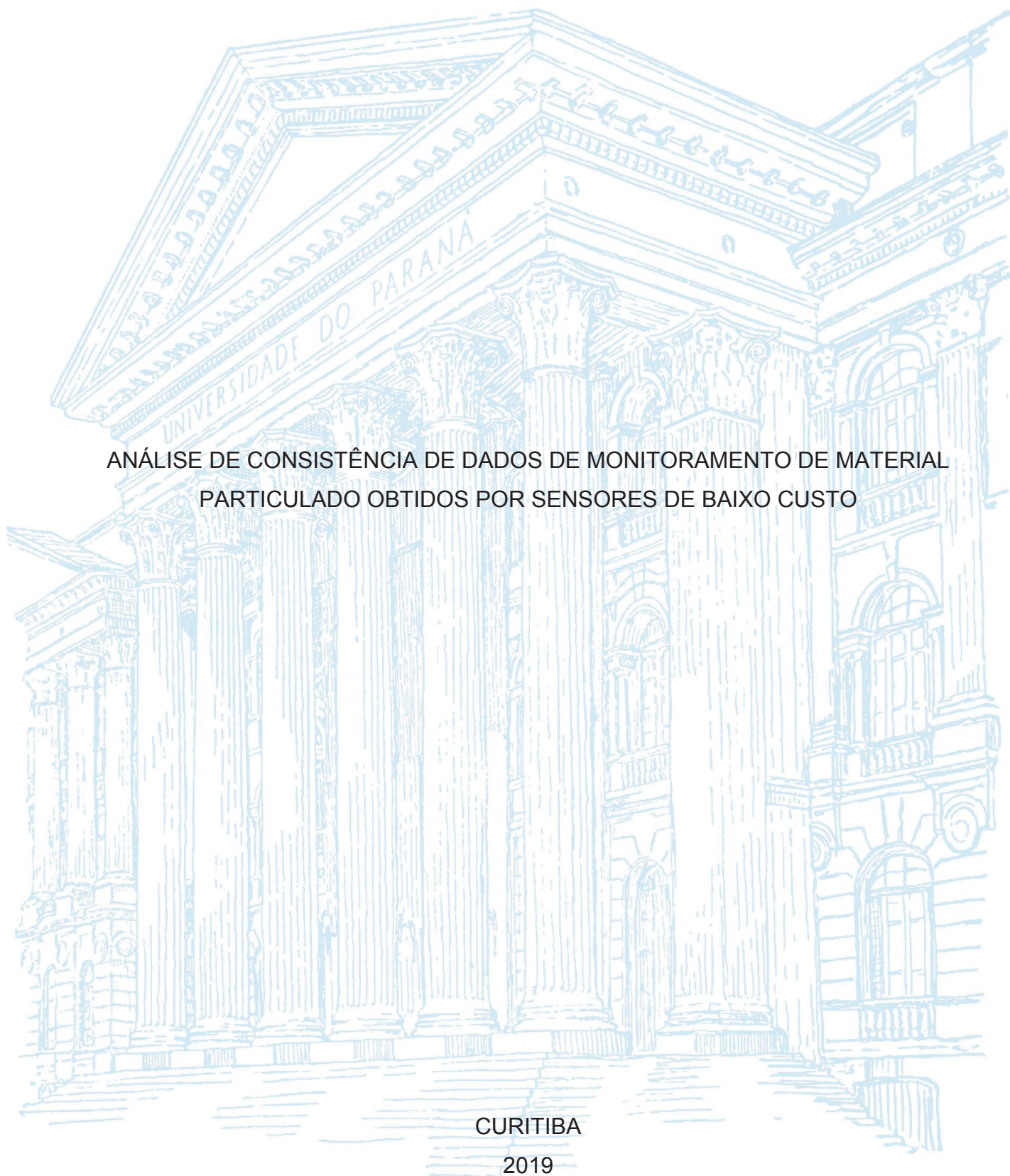
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LARISSA CARRÉRA BAGINSKI

ANÁLISE DE CONSISTÊNCIA DE DADOS DE MONITORAMENTO DE MATERIAL
PARTICULADO OBTIDOS POR SENSORES DE BAIXO CUSTO

CURITIBA

2019



LARISSA CARRÉRA BAGINSKI

ANÁLISE DE CONSISTÊNCIA DE DADOS DE MONITORAMENTO DE MATERIAL
PARTICULADO OBTIDOS POR SENSORES DE BAIXO CUSTO

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Emílio Graciliano Ferreira Mercuri

CURITIBA

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

B145a

Baginski, Larissa Carréra

Análise de consistência de dados de monitoramento de material particulado obtidos por sensores de baixo custo [recurso eletrônico] / Larissa Carréra Baginski. – Curitiba, 2019.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2019.

Orientador: Emílio Graciliano Ferreira Mercuri .

1. Ar – Poluição. 2. Ar – Controle de qualidade. 3. Atmosfera – Sensoriamento remoto. 4. Luz – Espalhamento. I. Universidade Federal do Paraná. II. Mercuri, Emílio Graciliano Ferreira. III. Título.

CDD: 628.53

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LARISSA CARRÉRA BAGINSKI**, intitulada: **ANÁLISE DE CONSISTÊNCIA DE DADOS DE MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO OBTIDOS POR SENSORES DE BAIXO CUSTO**, sob orientação do Prof. Dr. EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 29 de Agosto de 2019.



EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI
Presidente da Banca Examinadora



ANDREAS FRIEDRICH GRAUER
Avaliador Externo (PPGMAUI-UFPR (SIMILAR
MONITORAMENTO DE EMISSÕES))



MICHAEL MANNICH
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO
PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Emílio Graciliano Ferreira Mercuri, pelo incentivo, comprometimento, conselhos e por não me deixar desistir. Também agradeço ao Prof. Dr. Andreas Friedrich Grauer e ao Prof. Dr. Ricardo Carvalho de Almeida pelas sugestões e contribuições para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Paraná, especialmente ao Prof. Dr. Michael Mannich e ao Leonildo pelos esclarecimentos prestados e disponibilidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro ao longo da pesquisa.

À minha família, em especial ao meu marido, Marcio Baginski e à minha mãe, Katia Eliane, por todo o apoio e compreensão ao longo dessa jornada.

“A persistência é o menor caminho do êxito”

Charles Chaplin

RESUMO

Considerando as fontes de emissões de Material Particulado (MP), como indústrias e veículos motorizados, e o risco que altas concentrações de MP trazem à saúde, observa-se a necessidade de monitoramento deste poluente atmosférico. No entanto, investimentos em equipamentos sofisticados de monitoramento de qualidade do ar geram custos proibitivos, que muitas vezes impedem governos de expandir redes de monitoramento. Neste cenário, o uso de sensores de baixo custo é uma opção para complementar a base de dados de qualidade do ar, possibilitando, inclusive, a observação da variação da concentração de MP ao longo do dia e a disponibilização instantânea dos dados obtidos. O objetivo deste estudo foi analisar a consistência dos dados de monitoramento de MP obtidos por três sensores de baixo custo, em duplicata, instalados em local próximo a via movimentada de automóveis, próxima ao centro de Curitiba, Paraná, sul do Brasil. Ao comparar as duas unidades de cada modelo, o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F apresentou baixo coeficiente de Pearson ($r = 0,0851$) e, por isso, foi considerado não confiável para o monitoramento. Os outros dois apresentaram melhores valores, $r = 0,9973$ no Sensor 2 SHINYEI PPD42NS, $r = 0,9936$ para MP_{2,5} no Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 e $r = 0,9589$ para MP₁₀ no Sensor 3 IHAOSPACE SDS011. Houve elevação na média horária de concentração de MP entre 08:00h e 10:00h nos três sensores, possivelmente relacionada ao tráfego de veículos pois se trata do início do horário comercial. Embora ainda sejam necessários ajustes para considerar os dados de concentração de MP_{2,5} e MP₁₀ do Sensor 3 IHAOSPACE SDS011, este mostrou-se com melhor desempenho. Considerando os resultados deste mesmo sensor, as médias diárias, tanto de MP_{2,5} (3,16 µg/m³ unidade A e 2,35 µg/m³ unidade B) quanto de MP₁₀ (7,63 µg/m³ unidade A e 4,75 µg/m³ unidade B) não ultrapassaram os limites estabelecidos pelo CONAMA PI-1 (60 µg/m³ e 120 µg/m³, respectivamente) e pela WHO (25 µg/m³ e 50 µg/m³, respectivamente).

Palavras-chave: Material Particulado. Sensores de baixo custo. Espalhamento da luz. *Outliers*.

ABSTRACT

Considering the sources of Particulate Matter (PM), industries and vehicles as examples, and the risk that high PM concentrations reflect on health, there is the necessity of monitoring this atmospheric pollutant. However, investments on sophisticated equipment of air quality monitoring imply on prohibitive costs, which often prevents governments of expanding monitoring net. In this scenario, the use of low cost sensors is an option for complementing the database of air quality, including the observation of daily variability on the concentration of PM and the promptly availability of the data obtained. The objective of this study was to analyze the consistency of PM monitoring data, obtained by three duplicate low-cost sensors, installed nearby a high traffic road, near Curitiba downtown, in Paraná, south of Brazil. Comparing the two unities of each sensor, Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F showed low Pearson correlation coefficient ($r = 0.0851$ and, therefore, it was considered not trustworthy for the monitoring. The other two sensors presented better r values: 0.9973 by Sensor 2 SHINYEI PPD42NS; 0.9936 by Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 regarding $PM_{2.5}$ and 0.9589 by Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 PM_{10} . There was an increase on the hourly average of PM concentration between 08:00 and 10:00 a.m. on all sensors, possibly related to the vehicle traffic, since it matches with commercial hours. Although it is necessary adjustments to permit considering concentration data of $PM_{2.5}$ e PM_{10} , the Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 had the best performance. Considering its results, the daily average, for $PM_{2.5}$ ($3.16 \mu g/m^3$ unity A and $2.35 \mu g/m^3$ unity B) as well as PM_{10} ($7.63 \mu g/m^3$ unity A and $4.75 \mu g/m^3$ unity B), does not exceeds the limits stated by CONAMA PI-1 ($60 \mu g/m^3$ and $120 \mu g/m^3$, respectively) and by WHO ($25 \mu g/m^3$ and $50 \mu g/m^3$, respectively).

Key-words: Particulate Matter. Low-cost sensors. Light scattering. Outliers.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 -	ILUSTRAÇÃO DA GESTÃO ATMOSFÉRICA NO PARANÁ.....	26
FIGURA 2 -	MACROLOCALIZAÇÃO DO AMBIENTE DE ESTUDO.....	38
FIGURA 3 -	LOCAL DE MEDIÇÃO (AO CENTRO, MARCADOR AMARELO) E PONTOS DE INTERESSE.....	39
FIGURA 4 -	ZONEAMENTO DO AMBIENTE DE ESTUDO.....	39
FIGURA 5 -	LOCAL DE INSTALAÇÃO DOS SENSORES.....	40
FIGURA 6 -	BOX-PLOT.....	42
FIGURA 7 -	PASSOS PARA O CÁLCULO DA PROBABILIDADE.....	45
FIGURA 8 -	SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS.....	46
FIGURA 9 -	SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS.....	47
FIGURA 10 -	SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP _{2,5} : MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS.....	48
FIGURA 11 -	SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP ₁₀ : MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS.....	48
FIGURA 12 -	COMPARAÇÃO ENTRE OS PARES DE SENSORES: (A) SENSOR 1 GP2Y1010AU0F; (B) SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS; (C) IHAOSPACE SDS011 MP _{2,5} ; (D) IHAOSPACE SDS011 MP ₁₀	50
FIGURA 13 -	BOX-PLOT DOS RESULTADOS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO: (A) SENSOR 1 GP2Y1010AU0F; (B) SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS; (C) IHAOSPACE SDS011 MP _{2,5} ; (D) IHAOSPACE SDS011 MP ₁₀	52
FIGURA 14 -	PERFIL DIÁRIO SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A.....	54
FIGURA 15 -	PERFIL DIÁRIO SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B.....	55
FIGURA 16 -	PERFIL DIÁRIO SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A.....	57
FIGURA 17 -	PERFIL DIÁRIO SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B.....	58
FIGURA 18 -	PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP _{2,5} : (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A.....	60

FIGURA 19 - PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP _{2,5} : (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B.....	61
FIGURA 20 - PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP ₁₀ : (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A.....	63
FIGURA 21 - PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP ₁₀ : (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE OUTLIERS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B.....	64

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 -	COMPARAÇÃO ENTRE DISPOSITIVOS DE MEDIÇÃO DE MP	24
QUADRO 2 -	SENSORES E MICROCONTROLADORES.....	32
QUADRO 3 -	ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO.....	33

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	LIMITES DE EMISSÕES DE MATERIAIS PARTICULADOS DETERMINADOS POR DIFERENTES ENTIDADES DE CONTROLE.....	22
TABELA 2 -	RESUMO DOS CUSTOS DOS SENSORES UTILIZADOS NA PESQUISA.....	36

LISTA DE SIGLAS

BAIRS	- <i>Berkeley Aerosol Information Recording System</i>
BOQ	- Estação automática de monitoramento Boqueirão
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CO ₂	- Dióxido de Carbono
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
DETRAN-PR	- Departamento de Trânsito do Paraná
EPA	- <i>United States Environmental Protection Agency</i> ou Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
FEM	- <i>Federal Equivalent Method</i> ou Método Federal Equivalente
GHG	- <i>Greenhouse Gases</i> ou Gases de Efeito Estufa
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPPUC	- Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba
IREC	- <i>Internal Infrared Emitting Diode</i> ou Diodo Interno Detector de Emissões de Infravermelho
LPO	- <i>Low Pulse Occupancy time</i>
MIT	- <i>Massachusetts Institute of Technology</i> ou Instituto de Tecnologia de Massachusetts
MP	- Material Particulado
MP ₁₀	- Material Particulado com diâmetro aerodinâmico de até 10µm
MP _{2,5}	- Material Particulado com diâmetro aerodinâmico de até 2,5µm
NO _x	- Óxidos de nitrogênio
OPC	- <i>Optical Particle Counters</i> ou Contadores Ópticos de Partículas
PAR	- Estação automática de monitoramento Ouvidor Pardiniho
PF	- Padrão de qualidade do ar Final
PI	- Padrão de qualidade do ar Intermediário
PTS	- Partículas Totais em Suspensão
PUWP	- <i>Portable University of Washington Particle</i>
SEMA	- Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SO _x	- Óxidos de enxofre
UR	- Umidade Relativa
WHO	- <i>World Health Organization</i> ou Organização Mundial da Saúde

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo principal.....	16
1.1.2	Objetivos específicos	17
1.2	JUSTIFICATIVA	17
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
2.1	QUALIDADE DO AR	20
2.2	MATERIAL PARTICULADO	21
2.3	METODOLOGIAS E DISPOSITIVOS DE MEDIÇÃO DE MATERIAIS PARTICULADOS	23
2.4	MONITORAMENTO DE EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO EM ÁREAS URBANAS	24
2.5	MONITORAMENTO DE CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA.....	26
2.6	ESTUDOS COM SENSORES DE BAIXO CUSTO	27
3	MATERIAIS E MÉTODOS	31
3.1	SENSORES DE BAIXO CUSTO	31
3.1.1	Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F	33
3.1.2	Sensor 2 SHINYEI PPD42NS	33
3.1.3	Sensor 3 IHAOSPACE SDS011.....	36
3.1.4	Comparação de custos	36
3.2	CALIBRAÇÃO	37
3.3	MEDIÇÃO EM CAMPO	38
3.4	ANÁLISE DE DADOS OBTIDOS EM CAMPO.....	41
3.4.1	Coeficiente de correlação de Pearson	41
3.4.2	Box-plot.....	41
3.4.3	Identificação de outliers pelo método da probabilidade	42
4	RESULTADOS	46
4.1	ANÁLISES DOS DADOS BRUTOS	46
4.1.1	Correlação entre sensores	48
4.1.2	Box-plot.....	50

4.2	ANÁLISES CONSIDERANDO SÉRIE DE DADOS COM EXCLUSÃO DE OUTLIERS	52
5	CONCLUSÃO	68
	REFERÊNCIAS	69
	APÊNDICE I – COMPARAÇÃO DOS DADOS OBTIDOS PELO EQUIPAMENTO VEREWA E OS SENSORES DE BAIXO CUSTO.....	80
	APÊNDICE II – DETERMINAÇÃO DA SENSIBILIDADE NO CÁLCULO DA PROBABILIDADE $P(i)$ PARA IDENTIFICAR OUTLIERS DE ERROS SIGNIFICATIVOS	84
	APÊNDICE III – BOX-PLOT DOS RESULTADOS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO SEM PADRONIZAÇÃO DE ESCALA.....	88

1 INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica está relacionada diretamente ao aumento do risco de infecções respiratórias agudas, e foi estimado pela Organização Mundial de Saúde (WHO) que 6,5 milhões de mortes no ano de 2012 foram causadas por enfermidades relacionadas à poluição do ar (MMA, 2016). Em relação às atividades antrópicas que geram este tipo de poluição em ambientes urbanos, as principais são veículos automotores e indústrias, fontes de gases poluentes e materiais particulados suspensos que podem deteriorar a qualidade do ar (IAP, 2019b; SMA 1997).

Em inventário das emissões atmosféricas de poluentes feito em 2013 (GRAUER), foram estimadas as emissões industriais e veiculares de partículas totais (MP), óxidos de enxofre (SO_x), monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NO_x) no Estado do Paraná. Tratam-se de poluentes gerados tipicamente por processos de geração de energia, pela indústria de transformação em geral e por veículos motorizados.

Foram 2.898 fontes fixas (processos de geração de energia e indústrias de transformação em geral) consideradas em 182 municípios dos 399 municípios do Paraná. Apenas em Curitiba, eram 730 fontes fixas (25,18%), o que demonstra grande concentração de fontes de emissão de poluentes na capital paranaense. Quanto às fontes móveis (veículos motorizados), foram considerados dados de 2000 a 2011, que ainda captavam um crescimento no número de veículos no Estado e na Capital (GRAUER, 2013).

O volume de carros, comerciais leves (picapes e furgões), caminhões e ônibus que circulam no país no ano de 2017 chegou a 43.371 milhões, um crescimento de 1,2% em comparação com o ano anterior. A média de veículos por habitante vem se mantendo estável desde 2015, sendo que em 2017 foi de 4,8 habitantes por veículo (AUTO ESPORTE, 2018).

A frota de veículos em Curitiba também se manteve estável nos últimos três anos (KOWALSKI, 2018). Em abril de 2019 eram 1.420.399 veículos cadastrados no Detran, sendo 964.454 automóveis (DETRAN-PR, 2019). Considerando a população estimada de Curitiba em 2018 de 1.917.185 habitantes (IBGE, 2019), são aproximadamente dois habitantes por veículo, menos da metade da média nacional; ou seja, mais carros para menos pessoas.

Este cenário, considerando as fontes de emissões industriais e de veículos motorizados e o risco que a poluição atmosférica traz à saúde, mostra a necessidade de monitoramento de MP nas vias de significativo volume de tráfego de veículos e em regiões industriais.

Há entidades governamentais em algumas localidades que fornecem dados de monitoramento da qualidade do ar, a exemplo dos Boletins da Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Curitiba (IAP, 2019a). No entanto, para toda Curitiba (435.036 km² segundo IBGE, 2019) existem apenas quatro estações de monitoramento, localizadas em praças e outros logradouros municipais.

As estações fazem medições ao longo de 24 horas e ao final é possível estabelecer médias diárias de concentração, e, por se tratar de estações automáticas, é possível determinar o perfil diário de variação na concentração dos poluentes. No entanto, os dados não são imediatamente disponibilizados ao público: em acesso em julho de 2019, o relatório mais recente disponibilizado, com informações diárias sobre concentração de poluentes, era o de dezembro de 2016, e os perfis diários mais recentes disponibilizados são de 2014.

Diante disso, existe a necessidade de complementar o monitoramento através de outros pontos de medição e também facilitar o acesso à informação obtida. A possibilidade de obter leituras contínuas durante o dia ao invés de médias diárias é um diferencial pois as médias diárias podem mascarar alta concentração de MP em espaço de tempo menor. Com o uso de sensores de baixo custo, essa observação em diferentes momentos do dia é possível, e os dados obtidos podem ser disponibilizados instantaneamente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo principal

Analisar a consistência dos dados de monitoramento de Material Particulado (MP) obtidos por sensores de baixo custo em local próximo a via movimentada de automóveis, próxima ao centro de Curitiba.

1.1.2 Objetivos específicos

- Observar e analisar o comportamento e limitações dos sensores de baixo custo (Sensor 1 Sharp GP2Y1010AU0F, Sensor 2 Shinyei PPD42NS e Sensor 3 IHAOSPACE SDS011) quando colocados em situação real de medição de concentração de MP em zona urbana;
- Quantificar e analisar as diferenças de resultados de leitura em campo dos sensores de baixo custo entre si;
- Comparar os dados coletados pelos sensores de baixo custo com limites estabelecidos por entidades como WHO e EPA.

Inicialmente, também era objetivo específico avaliar o comportamento dos sensores de baixo custo em relação a um equipamento de referência, de tal forma a trazer confiabilidade aos dados obtidos. No entanto, conforme mostra o Apêndice I, o equipamento Verewa não apresentou dados confiáveis e, por isso, a comparação não foi considerada nos resultados, discussão e conclusão.

1.2 JUSTIFICATIVA

Conforme estudos epidemiológicos, aumentos na concentração de MP refletem em aumento de determinados problemas de saúde como arritmias cardíacas, agravamento da asma e acentuação de problemas respiratórios (irritação de vias aéreas, tosse ou dificuldade de respiração). Também pode causar a morte prematura de pessoas com problemas cardíacos e respiratórios. Todas estas situações levam ao aumento de emergências médicas e hospitalizações (EPA, 2014), e a longo prazo, leva a um maior uso da rede de saúde e, por consequência, maiores gastos com os serviços de saúde (MIRANDA *et al.*, 2012).

No estudo de Apte *et al.* (2015), que considerou países da América do Norte, Norte da África e Europa, foi constatado que aproximadamente 3,2 milhões de mortes por ano no mundo podem ser atribuídas a níveis altos de concentração de MP_{2,5}. Com programas de incisiva atuação para redução desta concentração, 23% destas mortes poderiam ser evitadas. Em áreas menos poluídas (América do Norte e Europa), pequenas ações para diminuir a concentração de MP_{2,5} já seriam o suficiente para refletir na redução dos índices de mortalidade e doenças relacionadas; porém em

outras regiões, como China e Índia, são necessárias ações e investimentos substanciais para trazer estas melhorias.

Miranda *et al.* (2012) apresentou em seu estudo o monitoramento da concentração de $MP_{2,5}$ em seis capitais de grandes regiões metropolitanas no Brasil, e também calculou o número esperado de mortes atribuídas à poluição atmosférica. Para São Paulo, a média anual de $MP_{2,5}$ ficou em $28,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $18,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ acima do recomendado pela WHO, e 9.700 mortes podem ser atribuídas a estas condições. Em Curitiba a média anual foi de $14,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ acima do recomendado pela WHO e 300 mortes podem ser atribuídas à alta concentração. Juntando as cinco cidades que apresentaram médias anuais acima do recomendado pela WHO (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre e Curitiba), são mais de 13.000 mortes por ano atribuídas aos altos índices de concentração de $MP_{2,5}$.

Com amostras colhidas em local próximo ao Centro de Curitiba e próximo a duas das três rodovias mais importantes na região, o estudo de Polezer *et al.* (2018) confirmou que a maior parte da concentração de $MP_{2,5}$ foi proveniente de emissões veiculares. Observou-se também a relação entre hospitalizações motivadas por doenças respiratórias e concentrações mais elevadas de $MP_{2,5}$, especialmente nos meses de inverno com baixa umidade relativa e poucos episódios de chuvas.

Quanto aos efeitos ambientais, o MP em quantidade acima dos parâmetros recomendados prejudica a visibilidade, afeta processos ecossistêmicos e pode danificar superfície de materiais expostos (EPA, 2014). Quanto ao dióxido de carbono (CO_2), o aumento de sua emissão gerado por combustíveis fósseis pode aumentar a concentração de ozônio superficial, substâncias carcinogênicas e Material Particulado (JACOBSON, 2008).

A obtenção de dados sobre a qualidade do ar e, consequentemente, níveis de concentração de MP é determinante para o conhecimento pelo cidadão sobre o nível de poluição atmosférica a que está exposto e como evitá-lo. Também serve como subsídio para a elaboração de políticas de controle da poluição atmosférica e dos efeitos nocivos à saúde associados. No entanto, investimentos em equipamentos sofisticados de monitoramento da qualidade do ar geram custos proibitivos, que muitas vezes impedem governos de expandir redes de monitoramento e, como consequência, não são disponibilizados dados de qualidade do ar atualizados ao cidadão (AMEGAH, 2018).

É neste cenário que tem surgido cada vez mais opções de sensores de baixo custo. Em regiões carentes de dados de poluição atmosférica, a crescente oferta de sensores de baixo custo representa uma oportunidade para preencher esta lacuna e trazer informações que podem servir de base para regulamentações da qualidade do ar. Porém, estes sensores de baixo custo precisam ser validados quanto à sua confiabilidade para apresentar dados conectados à realidade.

Em estudos realizados na Itália, os resultados são promissores. Foram utilizados sensores do tipo espalhamento da luz calibrados para contar partículas de diâmetro aerodinâmico de $0,3\ \mu\text{m}$ até $10\ \mu\text{m}$, e partículas totais (os sensores não captaram partículas menores de $0,3\ \mu\text{m}$). Estes sensores foram colocados ao lado de instrumentos de medição de MP em massa da Agência de Proteção Ambiental da Região de Piemonte (ARPA). O número de partículas foi transformado em unidade de massa e foram comparados com dados obtidos dos instrumentos da ARPA. O coeficiente de determinação entre os dois métodos foi bom, $R^2 = 0,734$ para MP_{10} e $R^2 = 0,856$ para $\text{MP}_{2,5}$. Os resultados levaram à conclusão que medidores contadores de partícula do tipo espalhamento da luz podem ser adequados para correlacionar variação de MP e estudos epidemiológicos de efeitos da poluição do ar (TITTARELLI *et al.*, 2008).

Constata-se que existem algumas vantagens nos estudos de campo com sensores de baixo custo, como o auxílio na tomada de decisão quanto à localização de equipamentos robustos, de maior custo de investimento: poderiam ser instalados sensores em diferentes pontos de interesse no ambiente urbano e, onde os dados demonstrassem recorrência em valores acima ou próximo do limite recomendado para $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} , seria apontado como local mais relevante para instalação de equipamento robusto, fazendo melhor uso do investimento.

A utilização de sensores de baixo custo também permite almejar redes mais densas de monitoramento de MP, trazendo dados que permitem compreender a dinâmica das concentrações nas diferentes regiões de uma cidade, e que podem ser compartilhados com o cidadão, permitindo que fique mais informado quanto à situação da poluição atmosférica nos ambientes que frequenta.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 QUALIDADE DO AR

Episódios agudos de poluição do ar em centros urbanos estabeleceram a relação de causalidade entre danos à saúde e má qualidade do ar. Dentre eles, destaca-se o episódio de inversão térmica ocorrido em Londres, entre 5 e 9 de dezembro de 1952, no qual particulados de enxofre se misturaram à fumaça da queima de carvão e formaram um nevoeiro tóxico, que segundo alguns especialistas causou mais de 4.000 mortes e 150.000 hospitalizações (ONYANGA-OMARA, 2016; DEAMER, 2016).

Após este episódio, foi criado o *Clean Air Act*, em 1956 com abordagens práticas, com foco em controle de emissão de fumaça, altura de chaminés e áreas industriais (BRIMBLECOMBE, 2006). Percebeu-se, portanto, que a qualidade do ar é influenciada pela interação das emissões de atividades humanas e a atmosfera.

Na sequência, foram criados órgãos ambientais em outros países, como a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos em 1970 e o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) no Brasil, em 1981 (CARVALHO, 2016).

Criado pela Lei 6.938/81, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA. Na mesma Lei de sua criação, foi também definido que o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental é instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

Mais especificamente sobre a qualidade do ar, o CONAMA instituiu, em 1989 através da Resolução CONAMA nº 5, o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR como um dos instrumentos para proteção da saúde e bem estar das populações e melhoria da qualidade de vida, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas a:

- a) uma melhoria na qualidade do ar;
- b) o atendimento aos padrões estabelecidos;
- c) o não comprometimento da qualidade do ar em áreas consideradas não degradadas. (CONAMA, 1989, p. 1).

Nesta mesma Resolução, foram estabelecidos dois tipos de padrões de qualidade do ar, os primários e secundários; cuja redação foi depois atualizada na Resolução CONAMA nº 3/ 1990:

I – Padrões Primários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população.

II – Padrões Secundários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. (CONAMA, 1990, p. 1)

Em nova atualização sobre o tema, a Resolução CONAMA nº 491/ 2018 estabeleceu Padrões de Qualidade do Ar Intermediários – PI, com valores temporários a serem cumpridos em etapas, e Padrões de Qualidade do Ar Final - PF, que são os valores guia definidos pela WHO (CONAMA, 2018).

Importante destacar a diferença entre emissões e imissões. As emissões são a liberação de substâncias ou energia de uma fonte no meio ambiente, originada de uma instalação. Já imissão relaciona os efeitos das emissões no meio ambiente, como o efeito da poluição nas plantas, animais, seres humanos e na atmosfera (BMU, 2018).

2.2 MATERIAL PARTICULADO

Dentre os poluentes atmosféricos relatados na Resolução CONAMA nº 5/ 1990, destaca-se o Material Particulado. Trata-se de “uma mistura complexa de sólidos com diâmetro reduzido, cujos componentes apresentam características físicas e químicas diversas” (MMA, 2018). É “todo e qualquer material sólido ou líquido, em mistura gasosa, que se mantém neste estado na temperatura do meio filtrante, estabelecida pelo método adotado” (SEMA, 2014).

A classificação destas partículas é feita de acordo com o diâmetro, devido à relação existente entre diâmetro e possibilidade de penetração no trato respiratório (MMA, 2018). Conforme CETESB e SEMA, o Material Particulado pode ser classificado em:

- Partículas Totais em Suspensão – PTS: representa a totalidade das partículas sólidas ou líquidas presentes na atmosfera (SEMA, 2014);
- Fumaça: associada ao material particulado suspenso na atmosfera proveniente dos processos de combustão (CETESB, 2019);

- MP₁₀: representa a fração das partículas totais em suspensão que apresentam diâmetro aerodinâmico equivalente igual ou menor que 10 µm (SEMA, 2014; CETESB, 2019);
- MP_{2,5}: fração das partículas totais em suspensão cujo diâmetro aerodinâmico é igual ou menor que 2,5 µm. (CETESB, 2019). É considerado maior ameaça à saúde do que o MP₁₀ uma vez que a probabilidade de partículas menores se depositarem nos pulmões é maior (WHO, 2006).

A Resolução CONAMA nº 491/ 2018 estabelece padrões intermediários e finais de qualidade do ar, tanto para MP₁₀ quanto para MP_{2,5}, de tal forma a, progressivamente, torná-los mais restritivos. O primeiro avanço já ocorreu em relação à Resolução CONAMA nº 003/ 1990, antes em vigor: os limites de MP₁₀ eram de 150 µg/m³ (média 24 horas) e 50 µg/m³ (médias anuais). Na nova Resolução, além de restringir os limites de MP₁₀ para 120 µg/m³ (média 24 horas) e 40 µg/m³ (média anual), também incluiu limites para o MP_{2,5} em 60 µg/m³ (média 24 horas) e 20 µg/m³ (média anual). Observe a Tabela 1.

TABELA 1 – LIMITES DE CONCENTRAÇÃO DE MATERIAIS PARTICULADOS ESTABELECIDOS POR DIFERENTES ENTIDADES DE CONTROLE

Entidade	Parâmetro	Média no período de 24 horas (µg/m ³)	Média no período de 1 ano (µg/m ³)
WHO (Organização Internacional da Saúde) ¹	MP ₁₀	50	20
	MP _{2,5}	25	10
EPA (Estados Unidos) ²	MP ₁₀	150	Não definido
	MP _{2,5}	35	12
EU (União Europeia) ³	MP ₁₀	50*	40
	MP _{2,5}	Não definido	25
CONAMA ⁴	MP ₁₀	120	40
	MP _{2,5}	60	20

*Permitidas até 35 ultrapassagens por ano.

FONTE: ¹WHO, 2006; ²EPA, 2019b; ³UE, 2008; ⁴Padrões de Qualidade do Ar PI-1, que entraram em vigor na data de publicação da Resolução CONAMA nº 491/2018.

Apesar do avanço na legislação brasileira, os limites nacionais ainda são mais permissivos do que os estabelecidos pelas outras entidades elencadas (com exceção do limite para MP₁₀ nos Estados Unidos). Isso é preocupante pois mesmo variações pequenas na concentração de MP_{2,5} ou MP₁₀ já podem refletir em aumento de hospitalizações relacionadas a doenças cardiovasculares, problemas respiratórios, e, em menor grau, a problemas cerebrovasculares (PEREZ *et al.*, 2015; SAMOLI *et al.*, 2014); como é o exemplo do estudo de Schwartz (2000) em cidades dos Estados

Unidos, o qual constatou que o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (média diária) foi associado com um aumento de 0,67% na taxa de mortalidade diária.

2.3 METODOLOGIAS E DISPOSITIVOS DE MEDIÇÃO DE MATERIAIS PARTICULADOS

Existem os amostradores ativos, onde um determinado volume de ar é sugado por uma bomba através de um meio coletor químico ou físico, por um determinado período de tempo (tipicamente 24 horas, seguindo o padrão legal do CONAMA). São exemplos os amostradores de grande volume (*high-vol*), médio volume (*medium-vol*) e pequeno volume (*low-vol*), os quais variam em termos de volume amostrado, e não em tamanho da partícula (LISBOA e KAWANO, 2007). Dentro destes amostradores, existem filtros que são utilizados para que as partículas coletadas no período possam ser quantificadas por gravimetria e/ ou qualificadas (morfologicamente ou quanto à sua composição) (INPE, 2012).

Também existem os amostradores automatizados, os quais necessitam de computadores dedicados para posterior processamento e análise (LISBOA e KAWANO, 2007). O monitor de atenuação da radiação Beta, por exemplo, funciona conforme o princípio de que a atenuação da intensidade da radiação Beta pela presença de MP é proporcional à quantidade e densidade do material presente (SCIENTIFIC, 2018b). Já a Microbalança Oscilante de Elemento Cônico (*Tapered Element Oscillating Microbalance* – TEOM) é utilizada para medir continuamente a concentração de partículas no ar através da diferença de vibrações causada pelo peso das partículas coletadas (QLD, 2018).

Nos sensores baseados no espalhamento da luz (*light scattering*) ocorre o redirecionamento da luz quando a onda eletromagnética encontra um obstáculo não homogêneo (HAHN, 2009). Os sensores baseados neste princípio são vantajosos quanto sua forma pois em geral são compactos, leves, de baixo custo e consomem pouca energia. Têm sido utilizados para coletar dados de exposição pessoal, como monitores de MP, pois podem ser utilizados em movimento. São compostos de diodo que emite luz infravermelha, um fototransistor e lentes de foco que medem as propriedades óticas das partículas (DIETRICH, 2018; WANG *et al.*, 2015).

Nos métodos relatados há diferenças que podem ser separadas em categorias, como princípio de funcionamento, diâmetro aerodinâmico do Material

Particulado medido, período de amostragem, etc. No Quadro 1, as principais características dos sensores são comparadas conforme parâmetros equivalentes.

QUADRO 1 – COMPARAÇÃO ENTRE DISPOSITIVOS DE MEDIÇÃO DE MP

Metodologia/ sensor	Princípio de funcionamento	Parâmetros medidos	Possibilidade de medição simultânea de mais de um parâmetro?	Menor período entre amostras que levam à quantificação de MP
Amostrador de grande volume	Método gravimétrico	PTS e MP ₁₀	Não	24 horas ¹ (1 hora em amostradores automáticos) ²
Impactador inercial de Harvard	Impacto inercial	MP ₁₀ , MP _{2,5} , MP ₁	Não	24 horas ¹
Monitor de atenuação de radiação Beta	Princípio radiométrico de atenuação da radiação beta	MP ₁₀ , MP _{2,5} , MP ₁	Não	A cada 2 minutos ³
TEOM	Diferença de frequência de vibração por alteração de peso	PTS, MP ₁₀ , MP _{2,5}	Não	A cada 30 minutos ⁴
Sensores baseados no espalhamento de luz	Espalhamento da luz	PTS, MP ₁₀ , MP _{2,5} , MP ₁	Sim	A cada segundo ⁵

¹Seguindo recomendação da Resolução CONAMA nº 491/2018. ²GRAUER (2017). ³SCIENTIFIC (2018b). ⁴SCIENTIFIC, 2018a. ⁵O período de amostras de sensores baseados no espalhamento de luz pode variar muito. Por isso, considerou-se o menor intervalo conhecido.

2.4 MONITORAMENTO DE EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO EM ÁREAS URBANAS

Os ambientes urbanos sofrem de forma mais acentuada problemas relacionados a MP, já que ficam próximas a fontes de poluição atmosférica, como significativo tráfego de veículos e zonas industriais (BRAGA *et al.*, 2005). A alta concentração de veículos automotores e o maior trânsito de pessoas nas ruas, coloca o cidadão muitas vezes em ambiente com a qualidade do ar comprometida.

Em Delhi, Índia, por exemplo, há episódios ruins de poluição atmosférica, acentuados por se tratar de região onde ocorre a inversão térmica no inverno com frequência. As fontes de emissões de MP lá são principalmente veículos motorizados, plantas industriais movidas a combustíveis fósseis e queima de biomassa para aquecimento e cocção; e produzem diferentes tipos de particulados. Hagan e Kroll, pesquisadores do MIT entrevistados por Miller (2016), foram testados sensores de

baixo custo em Delhi, com custo médio de mil dólares por unidade, enquanto os sensores regulamentados na Índia custam entre 50 e 100 mil dólares.

Outro estudo em Delhi mostrou que a média anual de poluição por causa de $MP_{2,5}$ foi de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 2012 a 2014, o que é quinze vezes acima do recomendado pela WHO. Foi realizado estudo de monitoramento de $MP_{2,5}$ em micro ambientes ao longo de uma avenida durante o horário de maior movimento pela manhã. O equipamento utilizado foi o TSI DustTrak DRX 8433, que é de espalhamento da luz, de janeiro a maio de 2014. As concentrações médias mensais variaram de 130 a $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Foram analisadas medições em vários cenários, onde houve resultados superiores à média para cidadãos à pé, de bicicleta, de moto, de carro com vidro aberto, autorrixiá¹, ônibus com ar condicionado, ônibus com vidro aberto, parada de ônibus e estações subterrâneas de metrô. Por outro lado, as concentrações ficaram abaixo da média em 50% dentro de carros com ar condicionado e dentro dos carros do metrô. Um ciclista, por exemplo, inala nove vezes mais $MP_{2,5}$ por quilômetro do que alguém que está dentro de um carro com ar condicionado e vidros fechados. Esta quantidade inalada durante o período de maior movimento pela manhã é 40% maior do que a quantidade inalada durante todo o dia em cidades como Tóquio, Londres e Nova York (GOEL *et al.*, 2015).

Em Islamabad (capital do Paquistão), outra cidade com densa população (1.433.000 de habitantes em 2016, conforme World Population Review, 2019), foi realizada medição de $MP_{2,5}$ durante os anos de 2007 a 2011, e as médias anuais foram de $81,1 \pm 48,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $93,0 \pm 49,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $47,8 \pm 33,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $79,0 \pm 49,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e $66,1 \pm 52,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valores muito acima do padrão de qualidade ambiental do Paquistão, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e também muito acima do recomendado pela WHO, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O estudo do perfil diário sugere uma associação da emissão de $MP_{2,5}$ com o tráfego de veículos, tanto em Islamabad, quanto em outras três cidades que fizeram parte do estudo: os primeiros picos aparecem entre 7:00h e 10:00h, e o segundo entre 21:00h e 1:30h (RASHEED *et al.*, 2015).

Esta correlação entre aumento de $MP_{2,5}$ e horários de pico no tráfego de veículos também foi constatada no estudo de Piotrowicz e Polednik (2019) em Lublin, Polônia, cidade com 340.230 habitantes (dados de junho de 2017): a concentração

¹ Também conhecido como Tuk Tuk, é um tipo de veículo motorizado com cabine para o transporte de passageiros ou mercadorias muito usado em países em desenvolvimento, principalmente sul e sudeste da Ásia (INFOPÉDIA, 2018).

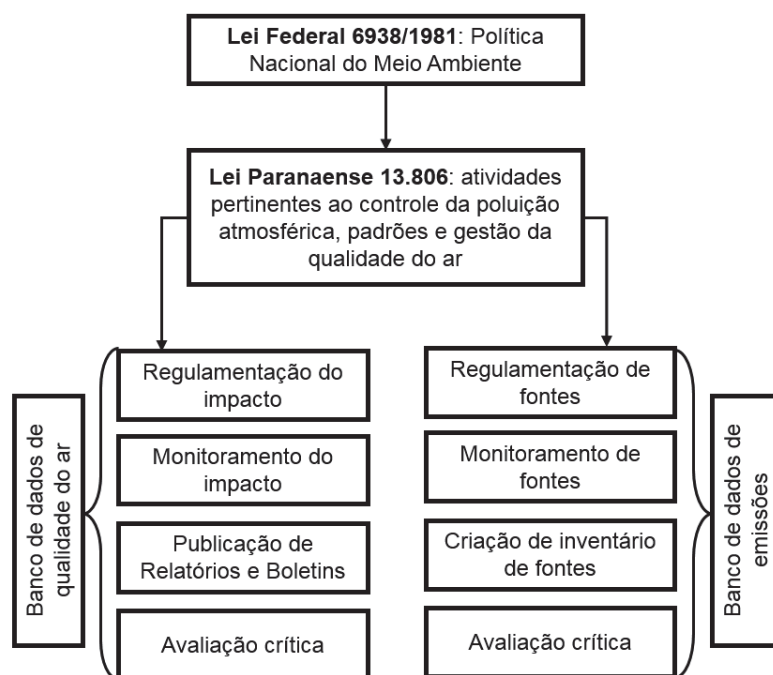
média de $MP_{2,5}$ praticamente dobra em comparação com horários onde não há picos no tráfego, de $12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vai para $21,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Em estudo realizado em 2010 em seis capitais brasileiras (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre, Curitiba e Recife), com a coleta de $MP_{2,5}$ por mais de um ano, as concentrações foram menores nos meses de verão (novembro a fevereiro), com exceção de Recife, onde as concentrações se mantiveram relativamente constantes durante o período amostrado. Em cinco das seis cidades avaliadas, a média anual de concentrações de $MP_{2,5}$ excederam o padrão de estipulado pela WHO, dentre elas Curitiba, cuja média anual foi $14,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. São Paulo apresentou a pior média anual, $28,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MIRANDA *et al.*, 2012).

2.5 MONITORAMENTO DE CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA

No Estado do Paraná, da capital Curitiba, houve um marco na legislação em relação à qualidade do ar e ao controle da poluição atmosférica com a definição de poluição atmosférica pela Lei Estadual 13.806/ 2002 (PARANÁ, 2002). A partir desta Lei, foi feita a regulamentação de impactos e de fontes, com respectivas formas de monitoramento, entrega de resultados e avaliação crítica, conforme Figura 1.

FIGURA 1 – ILUSTRAÇÃO DA GESTÃO ATMOSFÉRICA NO PARANÁ



Fonte: adaptado de GRAUER, 2017.

São dois tipos de estações que monitoram a qualidade do ar no estado (e levam à publicação de relatórios e boletins, conforme mostrado na Figura 1): as manuais, com equipamentos que requerem visita diária para retirar o filtro e analisar em laboratório, e as estações automáticas, as quais operam com equipamentos que fazem coleta e análise dos poluentes ao mesmo tempo. Nestas, os resultados são armazenados por um sistema computadorizado na estação e transmitidos para uma central, onde os dados são tratados; sendo necessárias visitas apenas para fins de manutenção (IAP, 2013).

Também há dificuldades no processamento dos dados pois este dependia de convênio do IAP com empresa terceirizada, que foi encerrado em 2017, e, depois disso, não foi mais possível publicar boletins de qualidade do ar mensais. Os últimos disponíveis no site do IAP são os de 2016, das estações de Curitiba (Boqueirão, Ouvidor Pardinho, Santa Cândida, Santa Casa e CIC), de Araucária (Assis, CSN, PR-423, REPAR, São Sebastião, Seminário, UEG) e Colombo. Destas, em apenas quatro (Boqueirão, Ouvidor Pardinho, REPAR, UEG) aparecem medições de MP_{10} (IAP, 2019a) e em nenhuma há medição de $MP_{2,5}$ (lembrando que a exigência de monitoramento do $MP_{2,5}$ no Brasil veio com a Resolução nº 491/ 2018).

2.6 ESTUDOS COM SENSORES DE BAIXO CUSTO

No estudo desenvolvido por Wang *et al.* (2015), foram avaliados três sensores de MP que fazem leituras com base no espalhamento da luz (Shinyei PPD42NS, Samyoung DSM501A e Sharp GP2Y1010AU0F), calibrados conforme método adaptado da EPA (2013). Os testes ocorreram em ambiente controlado (câmara de aproximadamente $0,01m^3$), com convecção de ar forçada e com indução de fontes de MP até que o sensor de referência, o SidePak, fizesse leituras de $5\text{ mg}/m^3$, acima do limite de detecção dos sensores de baixo custo, de tal forma a permitir a avaliação desses a partir do decaimento da concentração. Os três sensores demonstraram alta correlação com o SidePak, com valores do coeficiente de determinação (R^2) maiores que 0,8914 na variação da concentração de MP entre zero e $1.000\text{ }\mu\text{g}/m^3$.

Sousan *et al.* (2016) realizou estudo de calibração com o uso de três sensores de baixo custo: DC1700 (contador de partículas por pé cúbico), SHARP GP e SHARP DN. O uso de dois sensores SHARP foi porque o primeiro não possui nenhum tipo de mecanismo para mover os particulados pelo equipamento, enquanto o SHARP DN

possui uma ventoinha na saída da área de espalhamento da luz. Foram utilizados diferentes tipos de fontes de MP: solução de sal, *Arizona road dust*, emissões de geradores de eletricidade a diesel e emissões de solda. Após a calibração, as medições dos sensores de baixo custo atingiram o coeficiente de determinação $R^2 = 0,99$.

Na investigação de Qian *et al.* (2018), foram testados três sensores de baixo custo do tipo espalhamento da luz (Shinyei PPD42NS, Sharp GP2Y1010AU0F e Amphenol SM-PWM-01C) e dois monitores comerciais de MP de alto custo (Dylos DC1100 pro e o Thermo Scientific Data RAM4) para verificar a performance em três configurações comuns em ambientes fechados (câmara de aproximadamente $0,76 \text{ m}^3$): queima de incenso, desodorizador de ar e spray para limpeza de quadros brancos. Neste estudo, observou-se grande diferença no desempenho do Sharp GP2Y1010AU0F, explicado pela ausência de dispositivo para forçar a passagem do ar. Também foi evidenciado que a fonte de MP influencia drasticamente na contagem de partículas pelo Shinyei PPD42NS e pelo Amphenol SM-PWM-01C.

Estudos em ambiente controlado (laboratório) trazem algumas vantagens ao analisar o comportamento dos sensores de baixo custo: é possível controlar as condições meteorológicas (umidade relativa e temperatura, por exemplo) e também permite a repetibilidade do experimento. Porém, há desvantagens quando comparados aos experimentos em campo, sendo a principal o fato de não ser possível reproduzir com precisão a composição do MP no ambiente e a variação do diâmetro aerodinâmico de MP. Além disso, em estudos feitos em câmaras, com valores de concentração de MP chegando à capacidade máxima de leitura dos sensores estão mais relacionadas com monitoramento de emissões (na fonte) do que com o monitoramento da qualidade do ar (imissão). A seguir, a contribuição de alguns estudos que incluíram testes de sensores de baixo custo em campo.

Northcross *et al.* (2012) testou o sensor de baixo custo Dylos Air Quality Monitor, contador de partículas pelo espalhamento da luz, com design para monitoramento em casas e ambientes de trabalho. Com alguns melhoramentos, o sistema foi chamado de Berkeley Aerosol Information Recording System (BAIRS), e foi comparado com o desempenho do DustTrak (do tipo espalhamento da luz), já utilizados comercialmente para a medição de MP. Na parte de campo da pesquisa, o ponto de medição foi o telhado do Laboratório de Poluição do Ar em Riehmong, Califórnia. Para comparar os resultados no ambiente, foi alocado o DustTrak (do tipo

espalhamento da luz). A correlação entre o BAIRS e do DustTrak foi boa: em período logo após a chuva as médias de concentração de $MP_{2,5}$ foram $11,9 \pm 0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $11,1 \pm 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (coeficiente de determinação ($R^2 = 0,98$) respectivamente, e em outro período foi $25 \pm 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $32 \pm 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($R^2 = 0,81$).

No estudo de Gao, Cao e Seto (2015), desenvolvido na cidade de Xi'an (China), foram instalados sete sensores de baixo custo PUWP para a medição da concentração de $MP_{2,5}$. A correlação entre os dados brutos dos PUWP e sensores de referência foi alta, com o coeficiente de determinação (R^2) entre 0,86 e 0,89. Os dados também foram comparados com oito equipamentos gravimétricos, e a correlação do PUWP com esses foi de 0,53. A presença dos sensores de baixo custo permitiu identificar a zona urbana de tecnologia como *hotspot* (ponto de interesse) com repetidamente altas concentrações de $MP_{2,5}$ ao longo do dia.

No estudo desenvolvido por Pope *et al.* (2018), foram instalados sensores de baixo custo, do tipo Contadores Ópticos de Partículas (OPC), em três localizações: dois na capital Nairobi (o primeiro ao lado de estrada e o segundo em ambiente urbano, mas não tão próximo da estrada) e um na zona rural nos arredores de Nanyuki, próximo a Nairobi. A calibração foi realizada utilizando resultados de medições gravimétricas de MP realizadas a partir de monitoramentos na área urbana.

A concentração média diária de $MP_{2,5}$ registrada foi de $36,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na área urbana ao lado de estrada, $24,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na área urbana não coincidente com estrada e $13,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na área rural. A concentração média diária de MP_{10} foi de $93,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $53,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. As medições na área urbana mostraram que Nairobi apresenta concentrações de MP que regularmente ultrapassam os limites recomendados pela WHO para MP_{10} e $MP_{2,5}$. Foi observado também que há uma clara variação na concentração de MP ao longo do dia nas regiões urbanas, com picos pela manhã e à noite, coincidentes com horários de maior tráfego de veículos. Ao comparar os sensores da área urbana entre si, foi possível concluir que há um alto incremento na concentração devido ao tráfego de veículos, sendo, portanto, uma fonte dominante de MP na cidade, contribuindo para 47,5% e 48,1% do total medido de $MP_{2,5}$ e MP_{10} (POPE *et al.*, 2018).

Feinberg *et al.* (2018) desenvolveu estudo com sensores de baixo custo durante sete meses, em Denver, Colorado (Estados Unidos). Os sensores foram colocados em triplicata e foram instalados junto a equipamentos reconhecidos como

método federal equivalente (FEM), que são reconhecidamente equipamentos de referência pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) (EPA, 2019a). Os sensores mostraram diferentes correlações em relação aos equipamentos de referência, com o coeficiente de correlação de Pearson (r) entre 0,01 e 0,86; demonstrando, portanto, a necessidade de mais estudos para compreender o comportamento dos sensores de baixo custo.


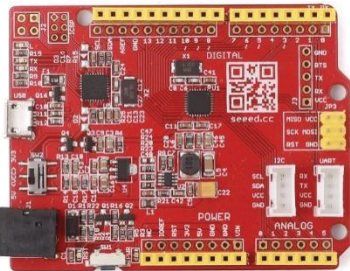
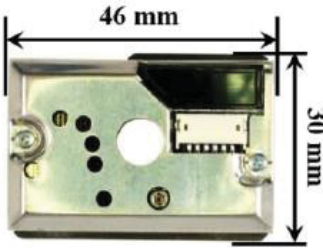
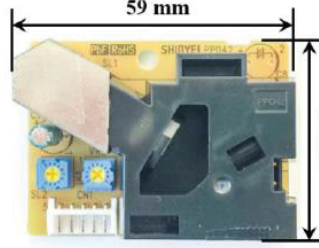
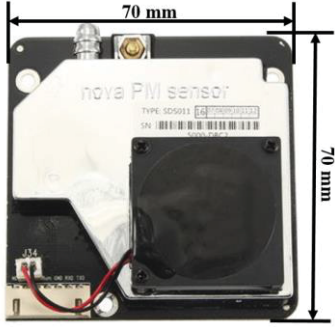



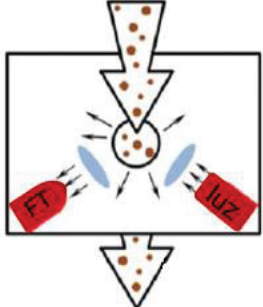
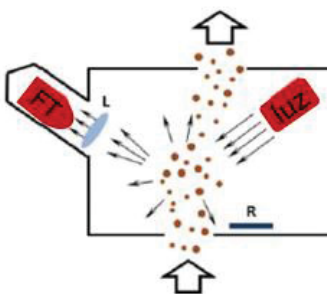
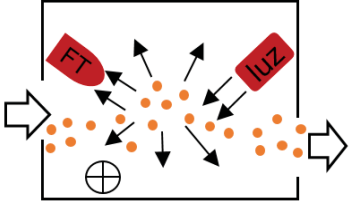
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 SENSORES DE BAIXO CUSTO

Grande parte dos sensores de baixo custo contém apenas o sensor em si, sendo necessária a presença de um microcontrolador como sistema de aquisição de dados (QIAN *et al.*, 2018). Microcontrolador é um circuito integrado de pequenas dimensões que contém os elementos essenciais de um computador, como processador, memória e periféricos (PRIVERAM, 2018). Também pode ser entendido como um microprocessador que pode ser programado para funções específicas (ROBOLIV, 2018).

Para este estudo foram utilizados três sensores, sendo o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F e o Sensor 2 SHINYEI PPD42NS acoplados a microcontroladores e Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 com microcontrolador embutido. O Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F foi acoplado ao Arduino Uno, plataforma de prototipagem eletrônica de hardware livre e de placa única, projetado com um microcontrolador Atmel AVR com suporte para entrada/ saída embutido. A programação é feita através do programa Arduino, de linguagem de programação própria, baseada em Wiring e parecida com a C/C++ (ARDUINO, 2019b). O Sensor 2 (SHINYEI PPD42NS) foi acoplado ao Seeeduino, uma variação do Arduino, com placa de desenvolvimento Atmega328 MCU, sendo também de programação aberta. A programação também é feita pelo software Arduino, alterando-se apenas a versão da placa de prototipagem utilizada (SEEED, 2018; ARDUINO, 2019b). O Sensor 3 (Nova SDS011) e seu microcontrolador formam um equipamento apenas, não sendo possível separar fisicamente os dois (NOVA FITNESS, 2015). No Quadro 2 pode-se observar os microcontroladores e as características de cada sensor.

QUADRO 2 – SENSORES E MICROCONTROLADORES

	<p>SENSOR 1 – SHARP GP2Y1010AU0F Arduino Uno</p>	<p>SENSOR 2 – SHINYEI PPD42NS Seeeduino</p>	<p>SENSOR 3 – IHAOSPACE SDS011</p>
Microcontrolador			Microcontrolador e sensor formam um único equipamento, não sendo necessário usar Arduino ou Seeeduino
Dimensões			
			
Funcionamento			

FONTE: ARDUINO, 2019a; SEEED, 2018; WANG *et al.*, 2015; NOVA FITNESS, 2015.

Nota: FT – fototransistor, Luz – emissor de infravermelho; R – resistor. As flechas mostram o fluxo de partículas.

Cada sistema (sensor + microcontrolador) pode medir MP de diferentes diâmetros aerodinâmicos, e possuem capacidade máxima de leitura e intervalo entre medições característico, conforme mostra o Quadro 3.

QUADRO 3 – ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO

Características	SENSOR 1 – SHARP GP2Y1010AU0F	SENSOR 2 – SHINYEI PPD42NS	SENSOR 3 – IHAOSPACE SDS011
Faixa de diâmetro aerodinâmico considerada na medição	De 0,5 μm a 10 μm ¹	De 1,0 μm a 5,0 μm	De 0,3 a 10,0 μm ; Resultados segmentados para MP _{2,5} e MP ₁₀
Diferencia resultados conforme diâmetro aerodinâmico?	Não	Não	Sim: MP _{2,5} e MP ₁₀
Limite de detecção	Até 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0~28.000 pcs/litro (0~8.000pcs/283 mL) ²	0,0 a 999,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Intervalo entre registros de medição	< 1 segundo	30 segundos	1 segundo
Umidade Relativa	- ³	Até 95%	Até 70% ⁴
Temperatura tolerada	-10°C ~ 65°C	0 ~ 45°C	-20°C ~ 60°C
Voltagem	5 \pm 0,5 V	5 \pm 0,5 V	4,7 ~ 5,3 V
Consumo de energia	< 20 mA	< 90 mA	70 mA \pm 10mA

Fonte: SHARP, 2015; SHARP, 2018; SHINYEI, 2018; NOVA FITNESS, 2015; WANG *et al.*, 2015.

¹Conforme dados coletados no experimento de campo deste estudo. ²pcs = partículas. ³Não informado pelo fabricante. ⁴Em ambiente de trabalho.

3.1.1 Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F

Trata-se de dispositivo para detectar MP em ambiente residencial, e foi projetado para ser um detector automático. O sensor traz variações de voltagem dependendo da quantidade de particulados detectados: o diodo interno detector de emissões infravermelhas (IRED) detecta a luz (infravermelha) refletida pelo MP e gera uma voltagem de saída proporcional à densidade de MP de tal forma que permite a medição da concentração. A medição é passiva, ou seja, não há mecanismo que force a passagem de ar pelo sensor (SHARP, 2018; SHARP, 2015).

3.1.2 Sensor 2 SHINYEI PPD42NS

Dentro da câmara do sensor, o ar passa por diodo emissor de luz e diodo fotodetector. Este último capta as propriedades de espalhamento da luz no fluxo de ar. Um resistor térmico localizado na parte de baixo da câmara ajuda a movimentar o ar convectivamente, de tal forma que a convecção natural do ar gera uma corrente de partículas que fluem da entrada, em baixo da câmara, para a saída, em cima da

câmara. Dispositivos eletrônicos adicionais controlam o processamento da detecção, cujos resultados são pulsos digitais com amplitude modulada (AUSTIN *et al.*, 2015).

O sinal bruto do sensor é em *Low Pulse Occupancy* – LPO, ou tempo de ocupação de um pulso baixo (tempo em que o sinal digital da onda emitida é mantido baixo), o que é proporcional à concentração da contagem de partículas dentro da câmara do sensor (AUSTIN *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2015; SHINYEI, 2018).

Conforme estudo realizado por Austin *et al.* (2015), medições de curto prazo indicaram forte correlação entre os resultados do sensor Shinyei e outros equipamentos de alto custo. Medições de longo prazo (aproximadamente quatro meses), indicaram menor, porém ainda relativamente boa correlação com equipamento de medição por atenuação beta.

O sensor Shinyei entrega resultados em pcs/ 0.01cf (partículas por 0,01 pé cúbico), ou seja, entrega uma quantidade de partículas de aproximadamente 1,0 μm de tamanho por 283 mL. Por isso, é necessário falar da densidade das partículas.

As partículas não são perfeitamente esféricas (TAYLOR, 2002), e há variações de densidade dependendo do tamanho (WITTMAACK, 2002) e da hora do dia (MORAWSKA *et al.*, 1999). No entanto, o uso de valores diferentes de densidade de partículas mudam os valores estimados de massa, mas não afetam as correlações entre o número de partículas e massa estimada (TITTARELLI *et al.*, 2008).

Conforme Arling *et al.* (2010), a conversão de número de partículas para massa das partículas é uma aproximação, uma vez que são milhares de tipos de partículas consideradas na medição de MP. Por isso, foram consideradas as ponderações abaixo para a conversão de pcs/283 mL para $\mu\text{g}/\text{m}^3$ conforme Arling *et al.* (2010):

- Todas as partículas são esféricas, com a densidade de $1,65 \times 10^{12} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WEIJERS *et al.*, 2004; ARLING *et al.*, 2010)²;
- O diâmetro de uma partícula captada como MP_{2,5} é 0,88 μm ³;
 - O que leva à densidade de 5,89 $\mu\text{g}/\text{partícula}$.

² Foi adotada a densidade de $1,65 \times 10^{12} \mu\text{g}/\text{m}^3$ uma vez que o estudo conduzido por WIJERS *et al.* (2004) trata de variabilidade de concentrações de MP justamente em avenidas e estradas, contexto semelhante ao tratado neste estudo.

³ As aproximações de raio são necessárias pois na faixa de medição até MP_{2,5} não são medidas apenas partículas de raio 1,25 μm , mas sim partículas de raio **até** 1,25 μm . Analogamente, na faixa de medição até MP₁₀ são consideradas as partículas de raio **até** 5 μm . Em razão disso, ARLING *et al.* (2010) usou estas aproximações para demonstrar de alguma forma a distribuição de partículas conforme diâmetro dentro do espectro analisado.

- O diâmetro de uma partícula captada como MP₁₀ é 5,20 µm;
 - O que leva à densidade de 1,21 µg/partícula.
- 283 mL (ou 0,01cf) equivale a $2,84 \times 10^{-4} \text{ m}^3$.

Portanto, para a transformação de pcs/283 mL para µg/m³ pode ser adotada a Equação (1) para MP_{2,5}, e a Equação (2) para MP₁₀ (ARLING *et al.*, 2010).

$$C_{PM_{2,5}}(\mu g/m^3) = \frac{C(pcs/283mL) \times 5,89 \times 10^{-7} \mu g/pcs}{2,83 \times 10^{-4} m^3} \quad (1)$$

$$C_{PM_{10}}(\mu g/m^3) = \frac{C(pcs/283mL) \times 1,21 \times 10^{-4} \mu g/pcs}{2,83 \times 10^{-4} m^3} \quad (2)$$

Usando o exemplo a leitura de 1000 pcs para MP_{2,5}:

$$C_{PM_{2,5}}(\mu g/m^3) = \frac{1000 pcs \times 5,89 \times 10^{-7} \mu g/pcs}{2,83 \times 10^{-4} m^3} = 2,08 \mu g/m^3 \quad (3)$$

Usando a leitura máxima de 8000 pcs por 283 mL de MP_{2,5}:

$$C_{PM_{2,5}}(\mu g/m^3) = \frac{8.000 pcs \times 5,89 \times 10^{-7} \mu \frac{g}{pcs}}{2,83 \times 10^{-4} m^3} = 16,65 \mu g/m^3 \quad (4)$$

As operações descritas anteriormente são necessárias para tornar os dados mais facilmente comparáveis aos resultados dos outros sensores. Portanto, através do uso de programação pela linguagem Python, foi estabelecido sistema que faz o cálculo de conversão automaticamente, de tal forma que os resultados da leitura ficam expressos tanto os valores em pcs/283 mL quanto em µg/ m³.

O Sensor 2 tem um tempo de aproximadamente 1 minuto para estabilização da voltagem antes de iniciar o processos de medição. Após este período é que os registros de medições começam a ser registrados a cada 30 segundos.

3.1.3 Sensor 3 IHAOSPACE SDS011

O Sensor 3 também usa o princípio de espalhamento da luz: o espalhamento da luz é induzido quando as partículas entram na área de detecção. Esta luz refletida é transformada em sinais elétricos, os quais são amplificados e processados. O número e diâmetro das partículas pode ser obtido por análises das ondas elétricas emitidas pelo sensor, pois há relações com o diâmetro das partículas (NOVA FITNESS, 2015).

Através de software do fabricante, o sensor 3 entrega valores de MP_{2,5} e MP₁₀ em µg/m³ com intervalos de 1 segundo. Para prolongar a vida útil do diodo, pode-se alterar o intervalo de detecção. É fácil de usar e os resultados já são fornecidos em microgramas por metro cúbico.

3.1.4 Comparação de custos

Seguindo a ideia central da pesquisa de tratar de sensores de baixo custo, na Tabela 2 estão relacionados os custos de aquisição do sensor e custos de equipamentos e materiais de apoio eventualmente necessários para garantir mínimas condições de estabilidade durante o período de testes dos sensores.

A instalação dos equipamentos foi feita pelo Autor e Orientador. Como junto aos sensores foi instalado um microcomputador, não foram necessárias visitas frequentes até o local para extrair os dados, como acontece em sistemas com métodos gravimétricos, por exemplo. Como foi feita programação para produção automática de arquivos em formato txt que foram gravados no dropbox, serviço de armazenamento online de arquivos, foi proporcionado o acesso remoto aos dados. Isso também evitou uma série de custos com deslocamentos.

TABELA 2 – RESUMO DOS CUSTOS DOS SENSORES UTILIZADOS NA PESQUISA

Sensor	Custo do sensor	Custo de equipamentos e materiais de apoio	Custo de instalação
Sensor 1 (SHARP)	R\$ 68,57 ¹	R\$ 450,00	R\$ 200,00
Sensor 2 (SHINYEI)	R\$ 54,96 ²		
Sensor 3 (IHAOSPACE)	R\$ 242,80 ³		

Fonte: o Autor, 2018; com base em BCB, 2018.

¹Valor original: 12,89 libras.

²Valor original: 11,50 euros.

³Valor original: 50,80 euros.

3.2 CALIBRAÇÃO

Em razão do surgimento de sensores de baixo custo de qualidade do ar, a EPA (2014) publicou um guia para o uso apropriado dessa tecnologia, que recomenda alguns pontos a serem considerados:

- a) Escolha do poluente a ser medido: Material Particulado;
- b) Consideração da faixa de tamanho da partícula medida e do limite de detecção (observar Quadro 3);
- c) Considerar precisão e erros sistemáticos: foram analisados no experimento de campo;
- d) Identificar requisitos de calibração: a calibração compara os resultados entregues pelos sensores a uma referência conhecida (inicialmente, o equipamento de referência seria o Verewa; observar resultados no Apêndice I);
- e) Verificar o intervalo entre registros de medições dos sensores (informação no Quadro 3): após obtenção dos dados, foram calculadas as médias em intervalos de medição de 1 minuto, 15 minutos e 1 hora, para poder comparar o mesmo número de dados entre os sensores;
- f) Durabilidade e qualidade: decidiu-se por localizar os sensores de forma estacionária, em ambiente com relativa proteção das intempéries.
- g) Custo: descrito no item 3.1.4.

Especificamente sobre a calibração, a EPA (2014) afirma que há duas formas de realizar: fazendo uma calibração direta utilizando padrões, ou comparar os resultados dos sensores com um equipamento calibrado de acordo com padrões. Para este estudo, foi adotada a segunda opção, já que calibrações feitas em ambientes controlados, onde contaminantes, temperatura e umidade relativa são conhecidos e mantidos constantes, podem não ser relevantes para aplicações em campo.

A relação entre dois sensores é sempre uma nuvem de dados em que, quanto mais próximos à bissetriz, maior será o nível de correspondência (EPA, 2014). No caso do equipamento de referência Verewa, esta nuvem de dados está afastada da bissetriz e, além disso, há diferentes possibilidades de correspondências para uma mesma medição. Estas observações e outras foram especificadas no Apêndice I, que apresenta mais detalhes do porquê não foi possível utilizar o equipamento de referência Verewa.

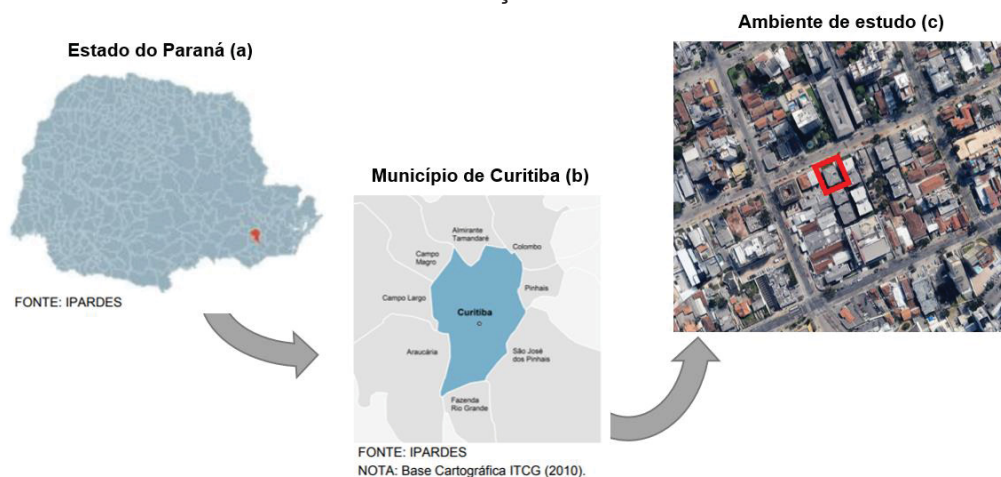
3.3 MEDIÇÃO EM CAMPO

Para estudar a variação na concentração de MP, foi definido o ponto do monitoramento em área altamente urbanizada localizada no centro da cidade de Curitiba, Paraná, conforme mostra a Figura 2. O endereço é Alameda Doutor Carlos de Carvalho, 1523, 3º andar. Este local foi escolhido porque, além de oferecer segurança contra possíveis furtos dos sensores, é próximo a uma via de alto tráfego de veículos e, nas suas proximidades, há vários pontos de interesse, dentre os quais Hospitais, Praças e Escolas (Figura 3).

Conforme o Zoneamento da cidade de Curitiba (CURITIBA, 2000), o ambiente de estudo está inserido em Zona Residencial (ZR-4). No entanto, conforme pode-se observar na Figura 4, existem outros tipos de zoneamento próximos ao local:

- Zona Central (ZC): caracterizada pela grande concentração de atividades e funções urbanas de caráter setorial;
- Setor Especial Estrutural (SE): compreende terrenos existentes entre as vias externas de tráfego contínuo que compõem o sistema viário estrutural;
- Zona Especial Desportiva (ZE-D); grandes espaços físicos cuja ordenação de uso e ocupação do solo se caracteriza pela existência ou previsão de edificações, equipamentos e instalações destinadas a grandes usos institucionais, neste caso para uso desportivo;
- Zonas Residenciais: Zona Residencial Mercês (ZR-M), Zona Residencial Batel (ZR-B).

FIGURA 2 – MACROLOCALIZAÇÃO DO AMBIENTE DE ESTUDO



Fonte: (a) IPARDES, 2017; (b) IPARDES, 2017; (c) Google Earth, 2018.

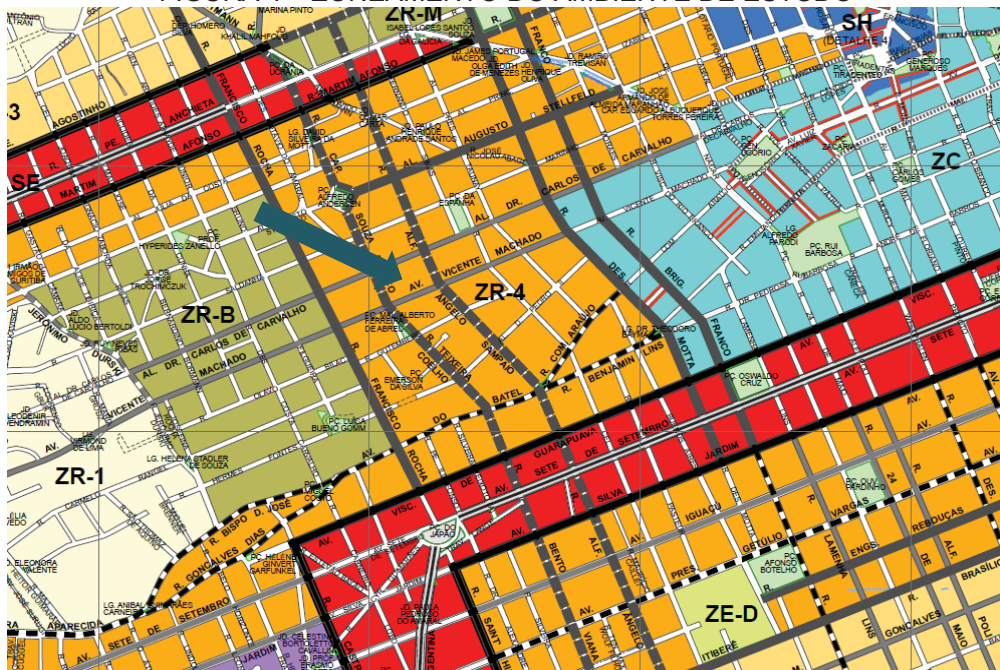
FIGURA 3 – LOCAL DE MEDIÇÃO (AO CENTRO, MARCADOR AMARELO) E PONTOS DE INTERESSE



- | | | |
|--|---------------------------------------|---|
| 1) Escola, Berçário e Educação Infantil Roda do Tempo (530m) | 6) Praça Espanha (250m) | 12) Colégio Estadual Júlia Wanderley (400m) |
| 2) Hospital Evangélico (400m) | 7) Escola Kids (500m) | 13) Hospital Geral de Curitiba (200m) |
| 3) Praça do Alfredo Andersen (300m) | 8) Hospital de Olhos do Paraná (370m) | 14) FAPAR – Faculdade Paranaense (450m) |
| 4) Kids Centro Educacional (180m) | 9) Escola Casinha Feliz (50m) | 15) UFPR Departamento de Artes (650m) |
| 5) Colégio Positivo Ângelo Sampaio (250m) | 10) Hospital da Cruz Vermelha (100m) | |
| | 11) Hospital Vita (200 m) | |

Fonte: adaptado de Google Earth, 2019.

FIGURA 4 – ZONEAMENTO DO AMBIENTE DE ESTUDO

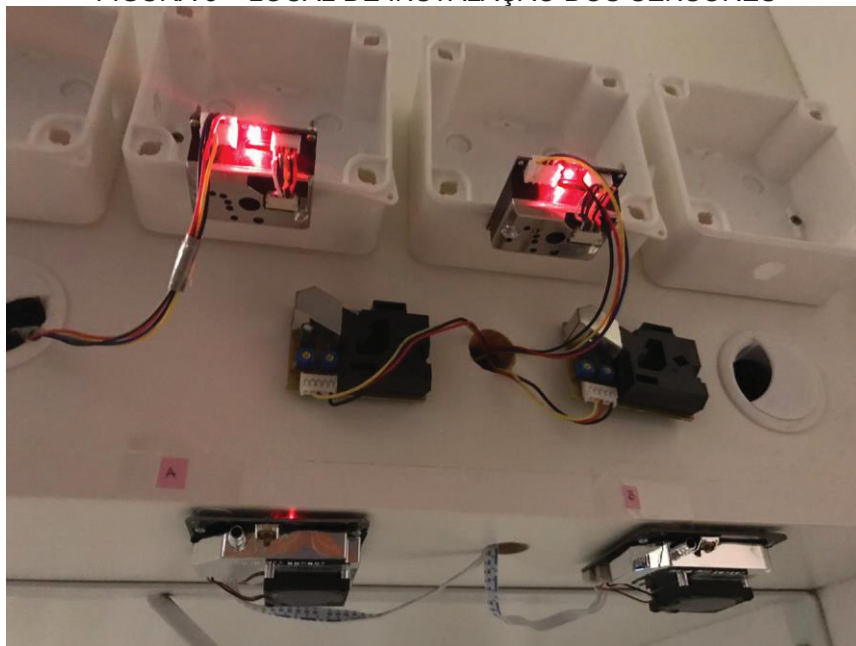


FONTE: adaptado de IPPUC, 2015.

Segundo o IAP (2013), o bairro Centro é um local onde se esperam emissões do tráfego de veículos, caracterizando como uma fonte móvel de poluição. Fonte móvel é definida pela SEMA (2014) como “qualquer instalação, equipamento ou processo natural ou artificial em movimento, que libere ou emita matéria ou energia para a atmosfera”. Os veículos automotores são a principal fonte móvel no local de estudo.

Os sensores de baixo custo foram instalados na varanda de um dos apartamentos da edificação (no terceiro andar), de tal forma a ficarem de fácil acesso para eventuais manutenções e próximos ao computador, já que este é necessário para processar os dados. O posicionamento dos sensores foi decidido de forma a seguir a dinâmica de seus funcionamentos, como já explicado no Quadro 2. Observando a Figura 5, tem-se na parte superior, apoiados nos suportes, o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F A e B; logo abaixo o Sensor 2 SHINYEI PPD42NS A e B e, abaixo do armário, o Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 A e B.

FIGURA 5 – LOCAL DE INSTALAÇÃO DOS SENSORES



Fonte: o Autor, 2018.

3.4 ANÁLISE DE DADOS OBTIDOS EM CAMPO

3.4.1 Coeficiente de correlação de Pearson

Segundo Filho e Júnior (2009), o coeficiente de correlação linear de Pearson r é uma medida de associação entre duas variáveis quantitativas (não expressa relação de causalidade). Varia de -1 até 1 , sendo que quanto mais perto de 1 (independente do sinal), maior é o grau de dependência estatística linear entre as variáveis (trata-se de uma regressão linear). Quanto mais próximo de zero, menor é a força desta relação (MORETTIN e BUSSAB, 2010). Para o experimento deste estudo, o coeficiente variou entre zero e 1 pois os dados de medição de MP são sempre positivos. A Equação para o cálculo de r é:

$$r = \frac{Cov(x,y)}{\sigma_x \sigma_y}, \quad (5)$$

onde Cov é a covariância entre as duas variáveis, σ_x é o desvio padrão de x e σ_y é o desvio padrão de y .

3.4.2 Box-plot

O box-plot é uma representação gráfica onde, em um retângulo, estão representadas a mediana (valor que deixa metade dos dados para abaixo dela e metade para cima) e os quantis (indicada por $q(p)$, onde p é uma proporção qualquer, $0 < p < 1$, tal que 100% das observações sejam menores que $q(p)$):

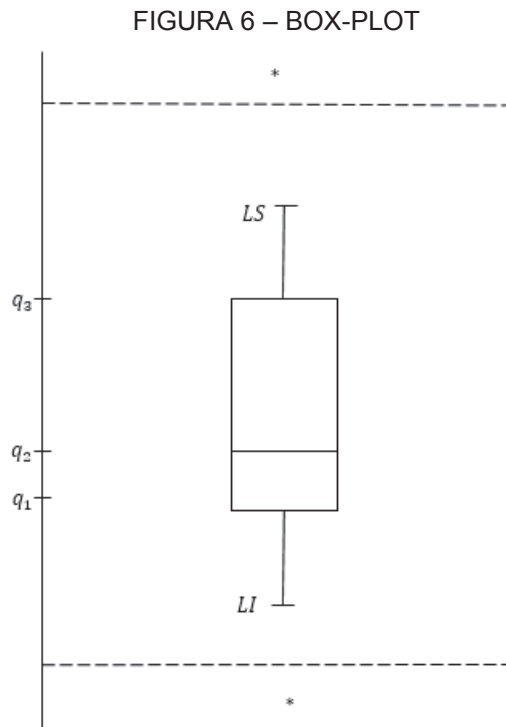
- $q(0,25) = q_1$;
- $q(0,50) = q_2$;
- $q(0,75) = q_3$.

A partir do retângulo, são traçadas linhas até o ponto remoto, tanto para cima quanto para baixo, chamados, respectivamente de limite superior – LS e limite inferior LI (linhas em formato de T na Figura 6) (MORETTIN e BUSSAB, 2010). O valor desses limites são:

$$LS = q_3 + (1,5)d_q \quad (6)$$

$$LI = q_1 - (1,5)d_q \quad (7)$$

Onde q_3 é o terceiro quartil, q_1 é o primeiro quartil e d_q é a distância entre q_3 e q_1 , conforme mostra a Figura 6. Os valores da série de dados que ficarem acima do LS ou abaixo do LI serão considerados valores discrepantes do restante da série; trata-se dos *outliers*.



Fonte: Adaptado de MORETTIN e BUSSAB, 2010, p. 42.

Conforme afirmado por Wu *et al.* (2018) e Leiva *et al.* (2008), os dados obtidos de variáveis ambientais não seguem a distribuição normal. Portanto, os resíduos apontados pelo método box-plot, que são os valores acima do LS e abaixo do LI , não foram considerados *outliers*. O box-plot foi incorporado apenas para verificar características da série de dados, como dispersão e simetria (entre valores acima e abaixo da mediana).

3.4.3 Identificação de *outliers* pelo método da probabilidade

Outliers podem ser definidos como observações que parecem inconsistentes com o restante de um conjunto de dados (BARNETT e LEWIS, 1978), e podem ocorrer em medições de variáveis ambientais. As causas variam entre falhas do equipamento,

condições atípicas de medição, ou pela presença de fator externo influenciando a variável observada. Como os *outliers* podem afetar significativamente as análises de dados coletados, a detecção, interpretação e exclusão (ou não) são muito importantes em pesquisas sobre a qualidade do ar (CAMPULOVÁ, VESELÍK e MICHÁLEK, 2017).

Bobbia *et al.* (2015) iniciou a análise dos dados em relação aos *outliers* com base em duas características: valores negativos e valores muito altos. Os valores negativos podem ocorrer por falhas na coleta de dados ou na manutenção de equipamentos. Wu *et al.* (2018) menciona os *outliers* periódicos: geralmente ocorrem a cada 24 horas, quando é feita uma recalibração do sistema, inserindo valores anormais em um conjunto de dados online. Com base nisso, alguns valores são fáceis de serem considerados *outliers*, no entanto resta a dificuldade em identificar *outliers* cuja magnitude é comparável com os dados válidos.

Wu *et al.* (2018) cita *outliers* inconsistentes espacial e temporalmente: embora ocorram variações na concentração de MP, espera-se que estas diferenças sejam de mudança gradativa, não repentina, tanto no tempo quanto no ambiente de medição quando há diferentes pontos de monitoramento. Um método válido para identificação destes *outliers* é o Escore-z, que é basicamente o quanto uma medida se afasta da média em termos de Desvios Padrão. O cálculo do Escore-z no tempo i é feito de acordo com a Equação (8):

$$z_i = \frac{|f(i) - \bar{f}|}{\sigma}, \quad (8)$$

onde $f(i)$ é o valor do dado no tempo i , \bar{f} é a média da amostra e σ é o desvio padrão. A limitação deste método é que se presume que os dados coletados resultam em uma distribuição normal, quando na verdade dados de medição são sempre positivos e suas distribuições são conhecidamente mais aproximadas à lognormal (LEIVA *et al.*, 2008). Por isso, Wu *et al.* (2018) propôs algumas adaptações ao método Escore-z.

A primeira adaptação é, ao invés de usar a concentração dos poluentes, é utilizado o resíduo (diferença $R(i)$) entre o valor obtido e o estimado ($F(i)$) para o tempo i , sendo esta estimativa feita a partir de dados coletados de outro(s) filtros ou por modelos de regressão (Equação 9).

$$R(i) = f(i) - F(i) \quad (9)$$

Então, quanto maior este resíduo, maior a probabilidade de se tratar de um *outlier*. O desvio padrão dos resíduos é computado em uma janela móvel e atualizado constantemente de tal forma que o método de detecção de *outlier* seja mais sensível a *outliers* locais. O desvio padrão S para os resíduos é calculado através da Equação:

$$S(i) = \sqrt{\frac{\sum_{k=-n}^n R(i+k)^2}{2n}}, \quad k \in [-n, n], \quad (10)$$

onde $i - n$ e $i + n$ são o começo e o fim da janela móvel. Substituindo os valores f e o desvio padrão σ pela diferença R e seu desvio padrão S , tem-se:

$$Z(i) = \frac{|R(i) - \bar{R}|}{S(i)}. \quad (11)$$

De forma geral, a média dos resíduos \bar{R} deverá ser zero e o cálculo da probabilidade não é afetado pelo sinal de Z . Portanto, pode-se simplificar o numerador da Equação (11) para o colocado na Equação (12):

$$Z(i) = \frac{R(i)}{S(i)}. \quad (12)$$

Ao invés dos valores do escore-z, a probabilidade de Z é introduzida como um critério para determinar se o resultado é ou não anormal. Os valores obtidos pela Equação (9) seguem a distribuição normal, e sua probabilidade é calculada pela Equação (13).

$$P(i) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}Z(i)^2}. \quad (13)$$

Considerando:

$$F_m(i) = M(f(i+k)), \quad k \in [-n, n], \quad (14)$$

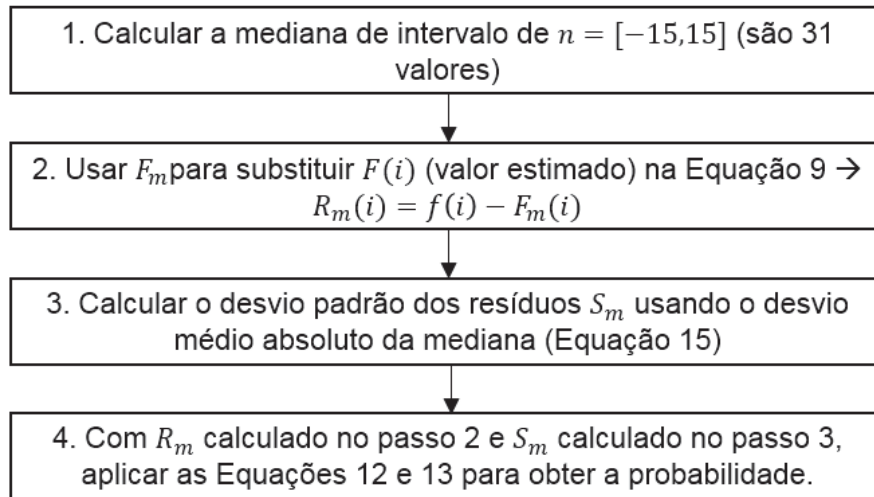
onde F_m é o valor estimado pela mediana no tempo i ; M é a função mediana; $i - n$ e $i + n$ são o início e o fim da janela móvel. O resíduo R_m é obtido substituindo F_i na

Equação (9) e o desvio padrão do resíduo S_m é calculado utilizando o Desvio Absoluto Médio (DAM) conforme a Equação (15)⁴.

$$S_m(i) = 1,4826M|R_m(i + k)|, \quad k \in [-n, n] \quad (15)$$

A probabilidade P_m pode ser calculada utilizando R_m e S_m conforme as Equações 14 e 15. Resumindo, o tratamento de dados coletados pelos sensores no experimento desta pesquisa foi feito conforme a Figura 7.

FIGURA 7 – PASSOS PARA O CÁLCULO DA PROBABILIDADE



Após experimentos de sensibilidade, Wu *et al.* (2018) determinou o limite de 10^{-15} , o que significa que quando os dados mostrassem probabilidade menor do que esse valor, tratavam-se de *outliers* e, portanto, eram removidos da série de dados. Foram realizados testes de sensibilidade para os dados do experimento deste estudo, e chegou-se ao valor de 10^{-2} como limite de sensibilidade para os três sensores de baixo custo (detalhamento no Apêndice II).

⁴ O desvio absoluto da mediana de uma distribuição normal (no caso, a distribuição de resíduos é a distribuição normal), de média zero e variância unitária, é igual a 0,6745. Sendo a constante k igual ao inverso de 0,6745, temos k igual a 1,4826 (CHIANN, 2008).

4 RESULTADOS

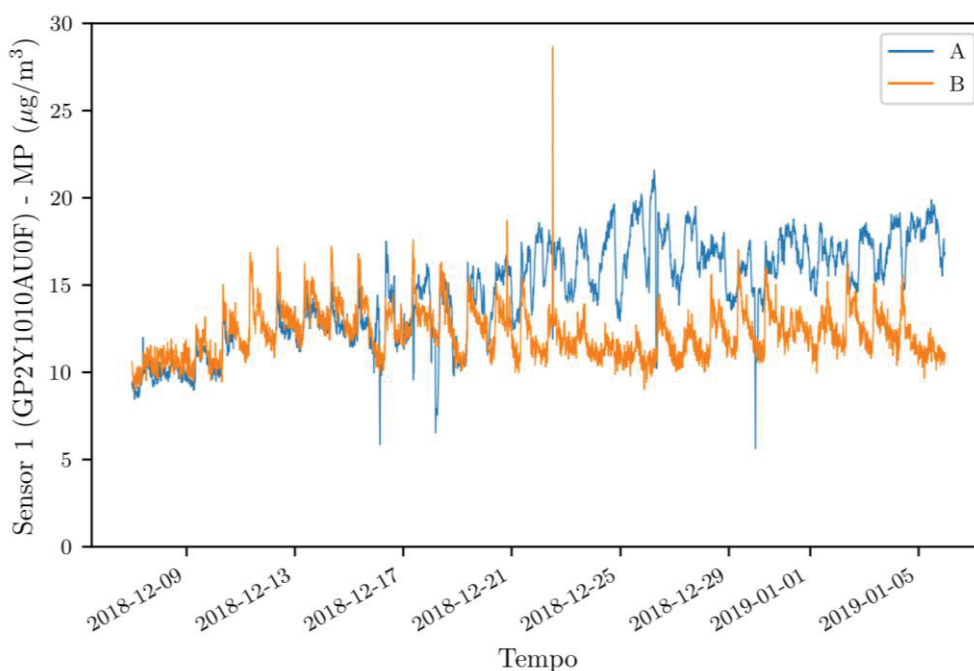
O monitoramento de concentração de MP em campo com o uso dos sensores de baixo custo foi realizado em dezembro/ 2018 e em janeiro de 2019. Para uniformizar o período nos três modelos, estabeleceu-se como janela de análise 07/12/2018 às 00:00:00 até 06/01/2019 às 00:00:00 (30 dias).

No item 4.1 estão as análises considerando todos os dados obtidos neste período, na forma da série total, correlação entre sensores com o índice de correlação de Pearson, e box-plot. Já no item 4.2, estão as análises considerando dados após a exclusão daqueles considerados *outliers*: perfil diário obtido a partir das médias horárias dentre todos os dias do período, e as médias diárias.

4.1 ANÁLISES DOS DADOS BRUTOS

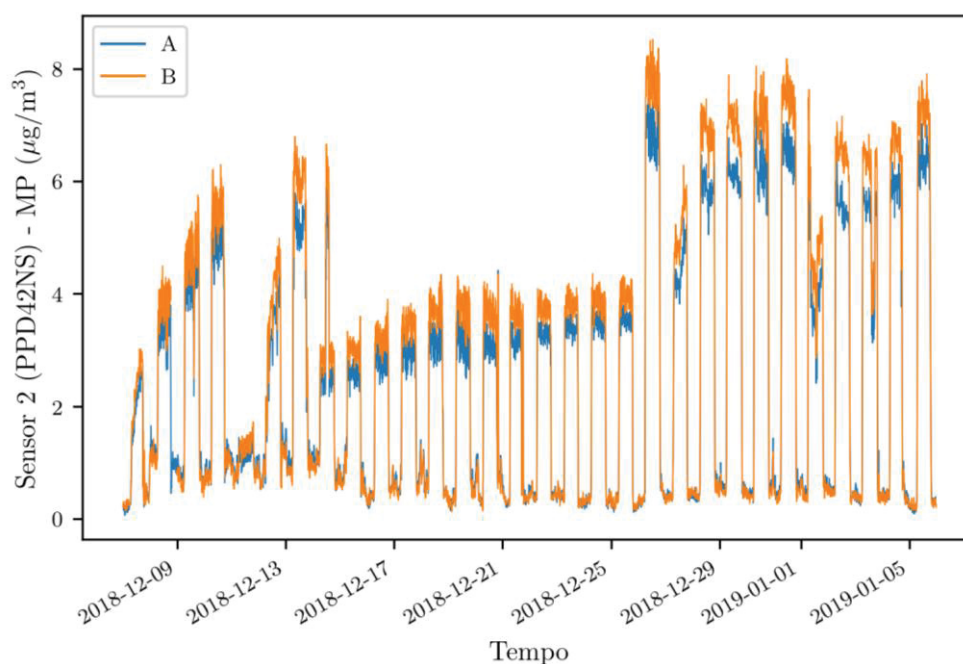
O SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F apresentou precisão entre os dados das unidades A e B, mas aproximadamente a partir do dia 20/12/2018, as unidades começaram a diferir com maior intervalo, sendo que a unidade A mostrou valores maiores do que os da unidade B na maior parte do período (Figura 8).

FIGURA 8 – SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS

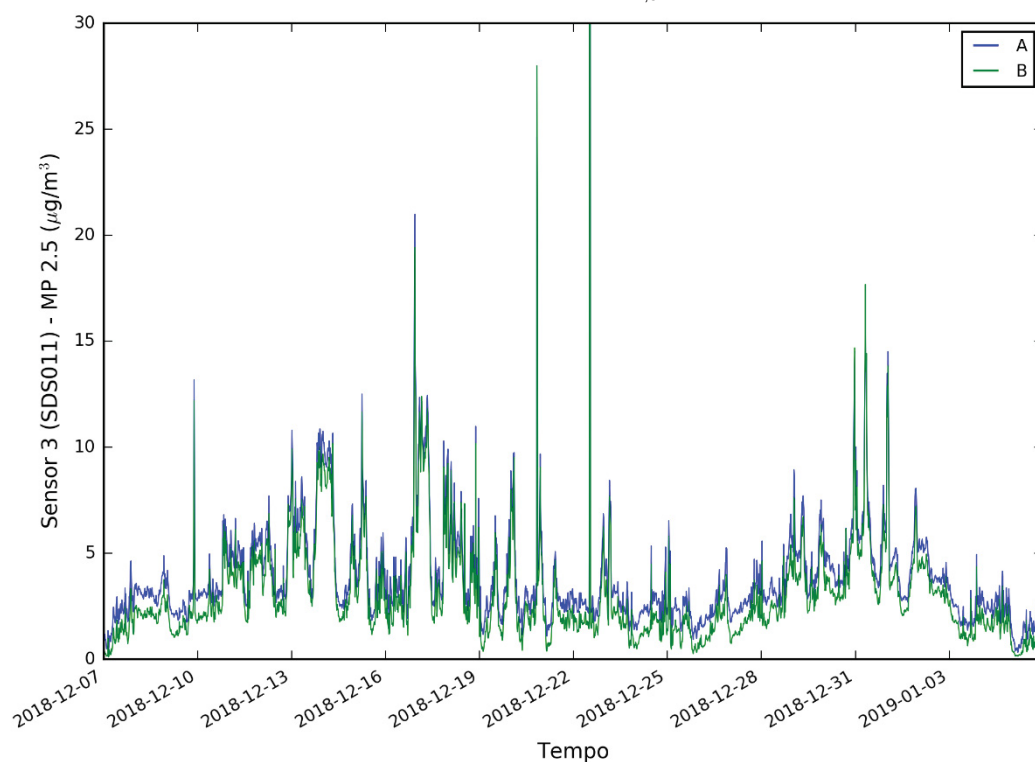
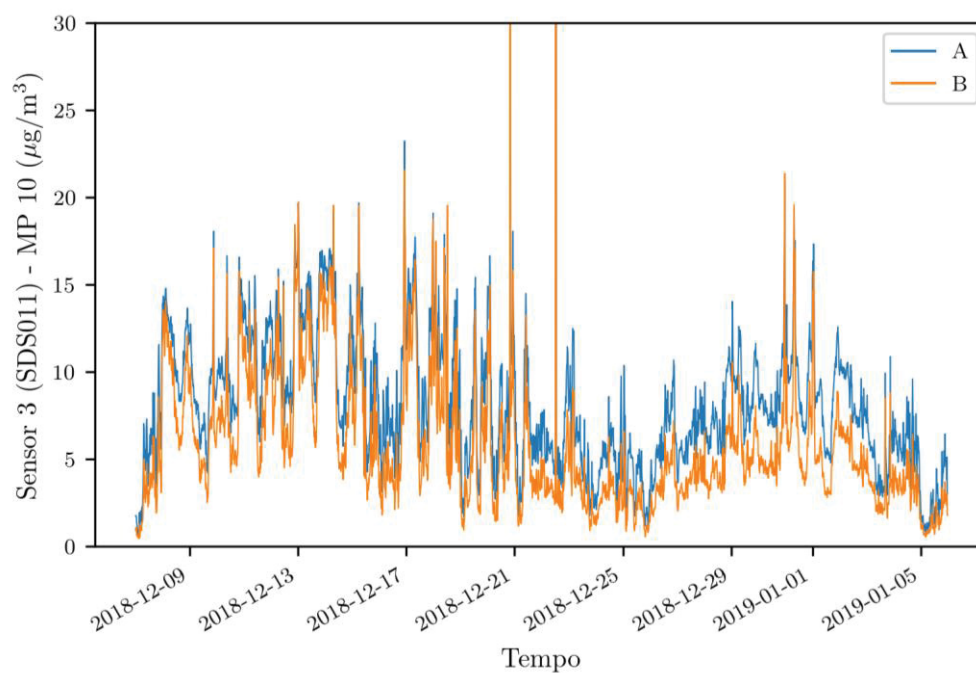


O SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS se comportou de forma inesperada, mostrando resultados próximos de zero em vários momentos no período, coincidindo com o período noturno. Nesses momentos, os resultados apresentaram valores muito próximos, mostrando alta precisão; porém nos períodos em que mostrou variação em concentrações maiores de MP, os dados da unidade B ficaram ligeiramente acima dos dados da unidade A (Figura 9).

FIGURA 9 – SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS



No caso do SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011, tanto para medições de $MP_{2,5}$ quanto MP_{10} , os resultados da unidade A ficaram ligeiramente mais altas do que da unidade B.

FIGURA 10 – SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2.5}: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOSFIGURA 11 – SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP₁₀: MÉDIAS A CADA 15 MINUTOS

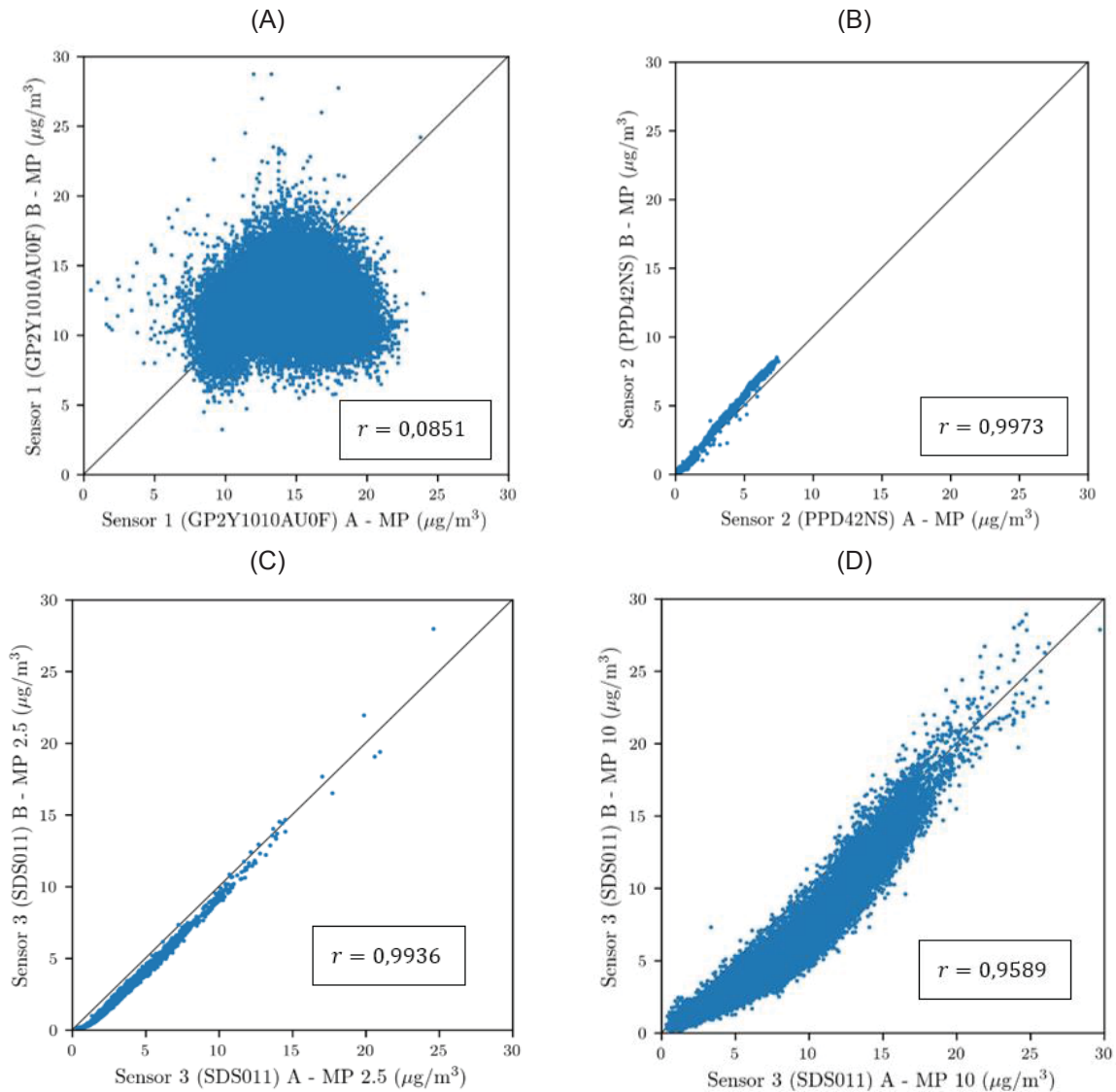
4.1.1 Correlação entre sensores

Na Figura 12 pode-se observar a comparação entre os pares dos sensores: no eixo x, o exemplar A e no eixo y, o exemplar B. Trata-se de uma ilustração da

correlação entre as unidades, sendo que a linha que atravessa cada gráfico na diagonal seria o ideal, ou seja, correspondência de 100% entre valores de x e y (coeficiente de Pearson (r) = 1).

Houve diferente comportamento dos sensores. No Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F, r foi 0,0851, um valor muito baixo e que leva à conclusão de que o modelo linear não se adequa à distribuição de dados, e há pouquíssimas ocorrências de pares de dados com medições próximas entre si; logo, o Sensor 1 não trouxe resultados confiáveis. No Sensor 2 SHINYEI PPD42NS r foi 0,9973 e no Sensor 3 IHAOSPACE SDS11 r foi 0,9936 para medição de $MP_{2,5}$ e 0,9589 para medição de MP_{10} ; índices altíssimos, que mostram correspondência entre os pares de medições na quase totalidade da série de dados. Sob o ponto de vista do r portanto, os Sensores 2 e 3 se destacaram, sendo que o Sensor 2 SHINYEI PPD42NS apresentou maior valor de r .

FIGURA 12 – COMPARAÇÃO ENTRE OS PARES DE SENSORES: (A) SENSOR 1 GP2Y1010AU0F; (B) SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS; (C) IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5}; (D) IHAOSPACE SDS011 MP₁₀



4.1.2 Box-plot

A metodologia box-plot foi aplicada para permitir compreensão do comportamento das séries de dados obtidas por cada sensor. Lembrando que a dispersão é a medida do retângulo apresentado para cada sensor na Figura 13 e, quanto maior, maior a variabilidade entre os dados.

Nos dados do Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F foram observadas diferenças entre A e B: para A, a mediana ficou em $15,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a dispersão em $4,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; enquanto para B, a mediana foi $12,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a dispersão $2,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Além disso, observa-se na Figura 13 que os resultados residuais também diferem

entre A e B: para o primeiro, houve mais resíduos abaixo do LI, enquanto para A, houve mais resíduos acima do LS.

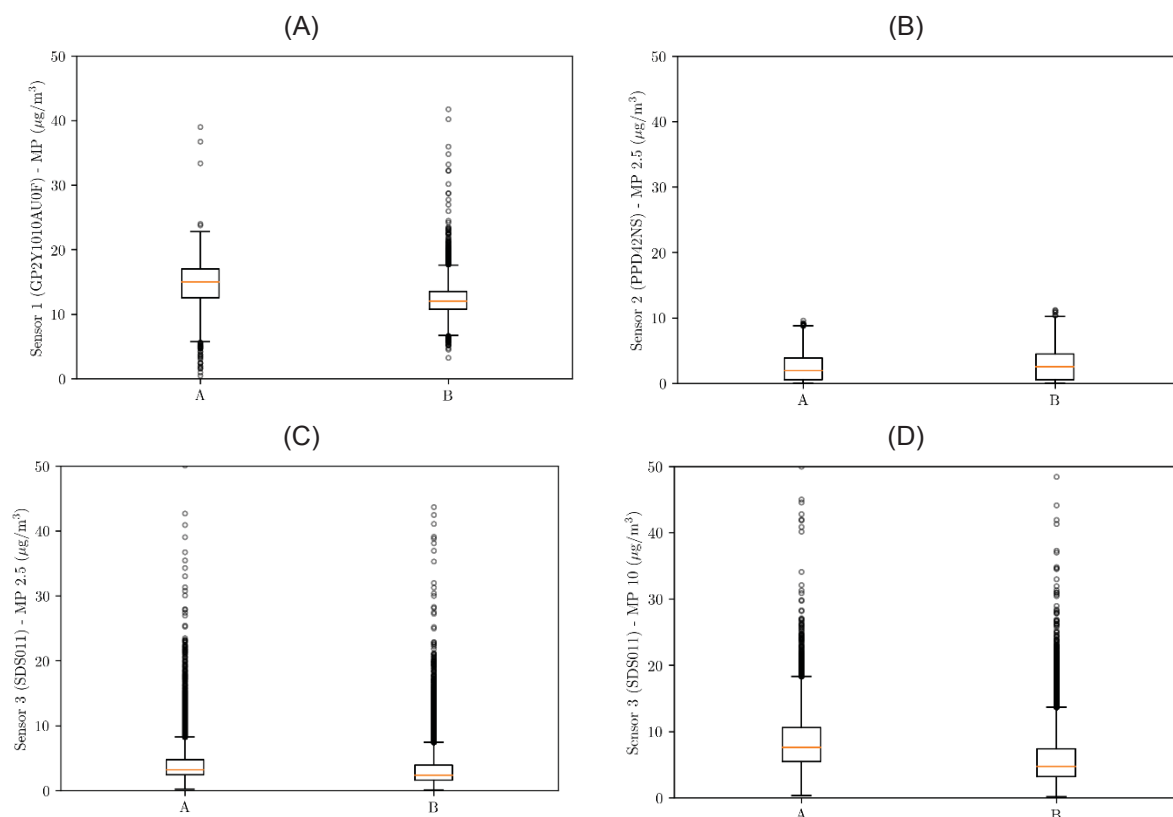
No Sensor 2 SHINYEI PPD42NS, os resultados obtidos para A foram a mediana de $1,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e dispersão $3,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto para B foram a mediana de $2,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a dispersão de $3,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Observa-se maior proximidade de valores entre A e B do que ocorreu no Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F, tanto das medianas quanto da dispersão. Quanto aos resíduos, no Sensor 2 SHINYEI PPD42NS foram em menor quantidade e apenas acima do LS.

No Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5} a mediana de A ficou em $3,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a mediana de B, $2,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A dispersão para A e B foi a mesma, $2,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Novamente, os valores ficaram mais próximos entre A e B do que no Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F. A igualdade na dispersão pode ser interpretada como boa precisão do Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5} A e B. Foram observados resíduos apenas acima do LS.

No Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 MP₁₀ A, a mediana ficou em $7,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a dispersão e $5,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto em B a mediana foi de $4,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a dispersão de $4,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Neste caso, embora a dispersão entre um e outro esteja próxima, pode-se observar maior diferença entre as medianas. Também houve diferenças na determinação do LS, como evidencia a Figura 13.

Em relação à simetria, o Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5} mostrou-se com maior assimetria do que o observado para a concentração de MP₁₀, no Sensor 1 GP2Y1010AU0F e no Sensor 2 SHINYEI PPD42NS, com a mediana deslocada para baixo.

FIGURA 13 – BOX-PLOT DOS RESULTADOS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO: (A) SENSOR 1 GP2Y1010AU0F; (B) SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS; (C) IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5}; (D) IHAOSPACE SDS011 MP₁₀



4.2 ANÁLISES CONSIDERANDO SÉRIE DE DADOS COM EXCLUSÃO DE OUTLIERS

Uma das vantagens dos sensores do tipo espalhamento da luz é mostrar dados de concentração de MP ao longo do dia, permitindo observar variações e identificar horários de maior ou menor concentração. Para esta análise, foram elaborados os gráficos a seguir, que mostram a média horária das medições de todo o período. Como as médias são altamente influenciadas por eventuais *outliers*, aplicou-se o método da probabilidade com sensibilidade 10^{-2} . Ou seja, no caso de dados cuja probabilidade de ocorrência no intervalo de 30 valores fosse menor do que 10^{-2} , estes foram considerados *outliers* e retirados da série. Os valores de médias citados a seguir foram calculados após desconsideração dos *outliers*.

O Perfil diário feito a partir dos dados do SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F mostrou valores em torno da média diária $14,71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na unidade A e $12,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na unidade B, com desvio padrão de, respectivamente, $2,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $1,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na

Figuras 14 (A) e 15 (A) foram colocados os gráficos feitos com base nos dados brutos e após a exclusão dos *outliers* (B); observa-se que isso suavizou a transição entre os diferentes valores ao longo do dia. Sobre a unidade A (considerando (B) da Figura 14), pode-se observar que os dados foram aumentando de 8:00h até 10:00h, mantendo-se estáveis até às 17:00h, e depois decaindo até às 8:00h do dia seguinte. Já para a unidade B (considerando (B) da Figura 15), o comportamento foi diferente. As concentrações subiram a partir de 9:00h, chegaram ao pico às 10:00h, decaindo até 14:00h, subindo levemente de novo às 15:00h e às 16:00h e depois caindo até a manhã do dia seguinte. Nota-se que a unidade B captou, portanto, uma subida mais acentuada pela manhã na concentração e que, ao final da tarde, ambas as unidades mostraram decaimento na concentração até a manhã seguinte.

FIGURA 14 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A

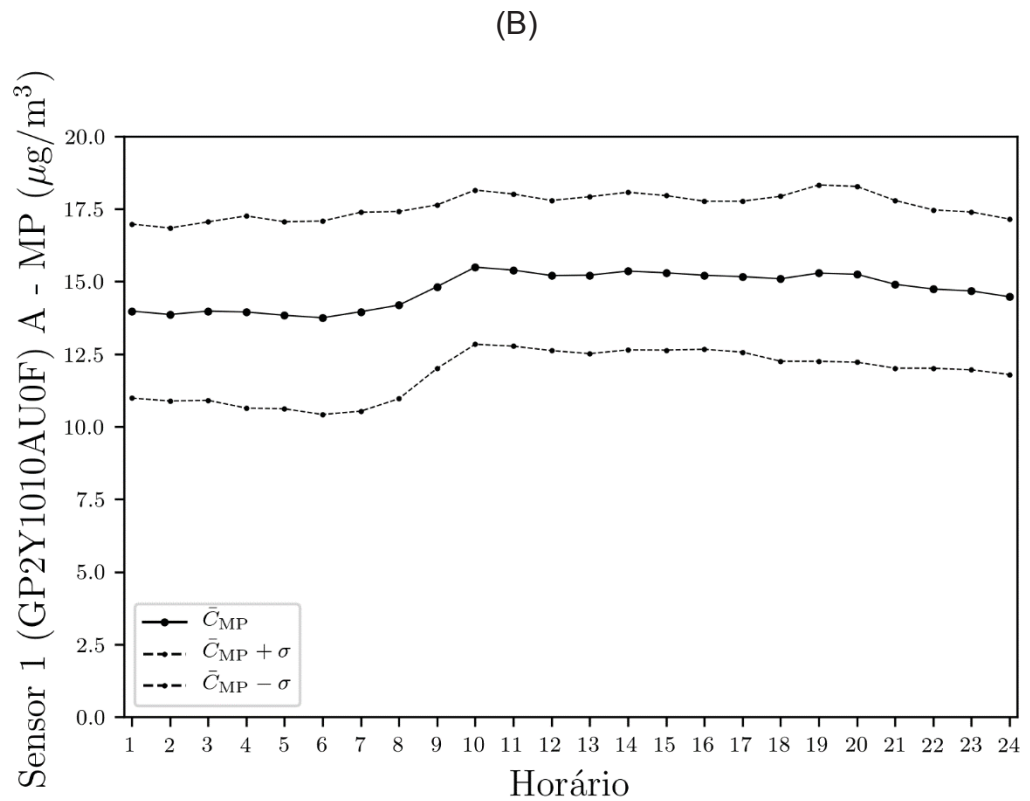
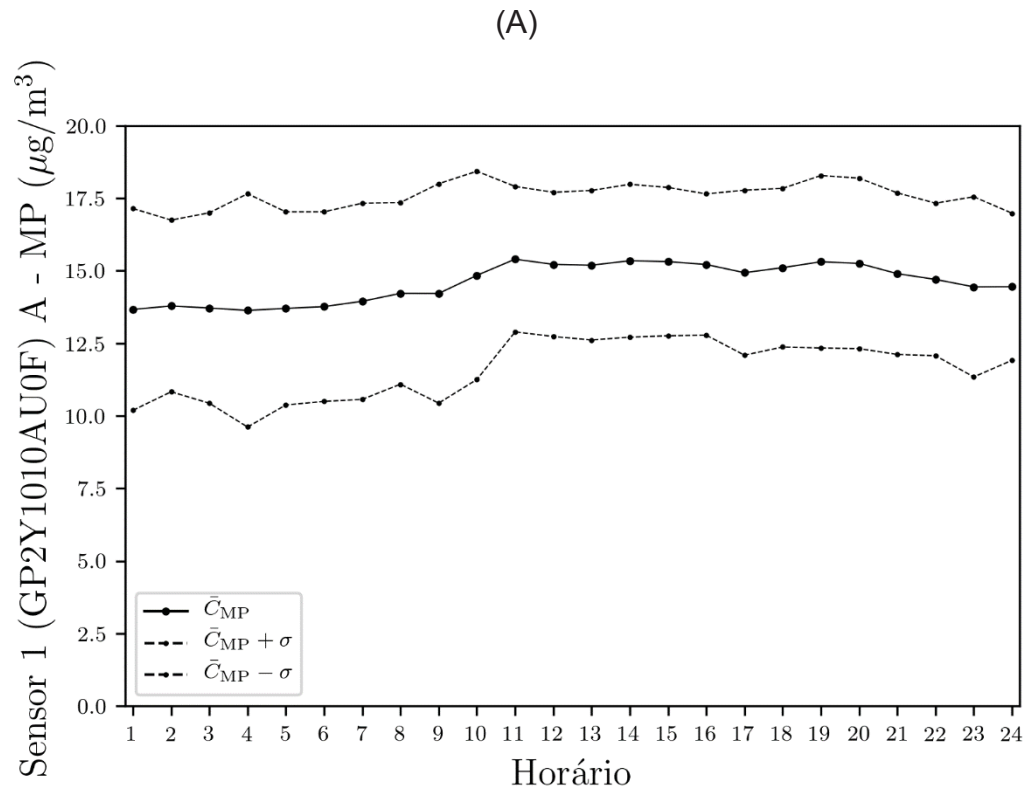
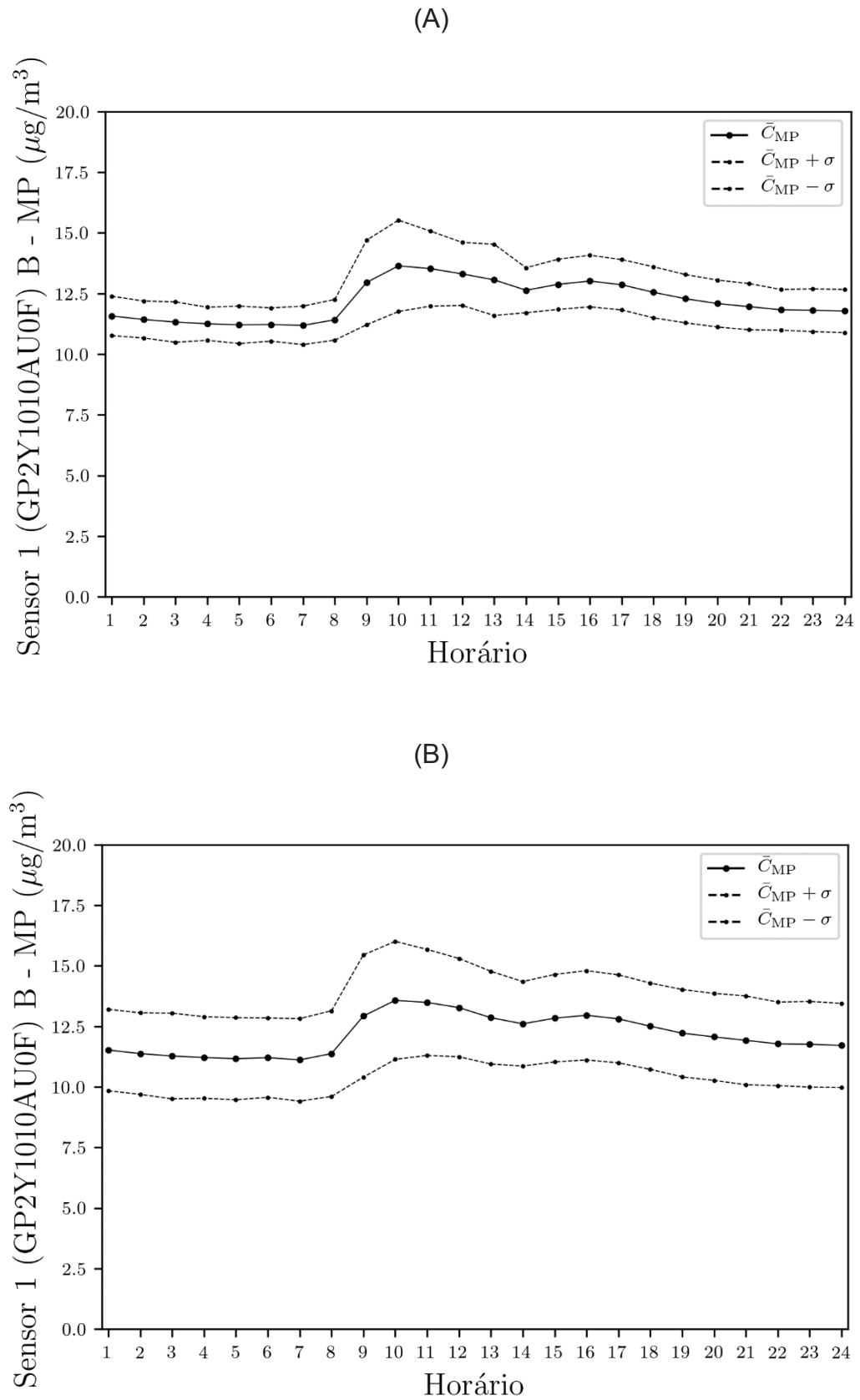


FIGURA 15 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B

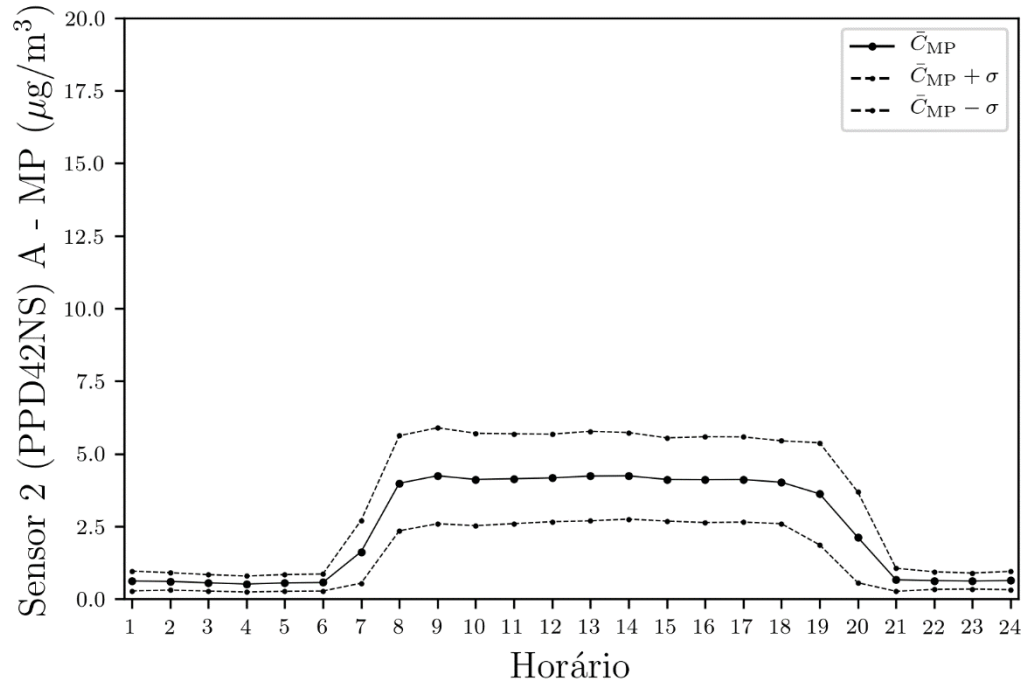


O Sensor 2 SHINYEI PPD42NS captou dados que, na unidade A, ficaram na média diária de $2,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com desvio padrão de $1,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$; enquanto na unidade B, a média foi $2,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e o desvio padrão, $1,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$; portanto com médias precisas entre si. Esses números mostram maior precisão entre as unidades em razão da média mais próxima do que o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F.

Nas Figuras 16 e 17 constam os perfis diários das unidades A e B do Sensor 2. Não houve muitas mudanças ao comparar o cenário (A), com base nos brutos, e o cenário (B), com base em dados excluindo *outliers*; a diferença maior foi em relação às faixas delimitadas pelos desvios padrão. Também fica claro, novamente, que durante o período da noite, pelos gráficos delimitado por 21:00h e 6:00h, as duas unidades mostraram dados muito próximos de zero, trazendo em pauta a suposição de que não desenvolveu bom desempenho na ausência da luz solar (o período de coleta de dados foi durante o verão, com horários de nascer e pôr do sol próximos a estes). Em relação ao período em que captaram diferenças de concentração, a maior média horária ficou entre 8:00h e 10:00h, mas com uma diferença muito pequena em relação ao resto das médias até às 18:00h. Após, a concentração foi caindo até que, por volta de 21:00h, ficou próxima a zero. O comportamento descrito foi observado para as duas unidades; então, apesar de os resultados serem questionáveis pelas medições próximas de zero no período da noite e pouca variabilidade durante o dia, as unidades foram precisas entre si.

FIGURA 16 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A

(A)



(C)

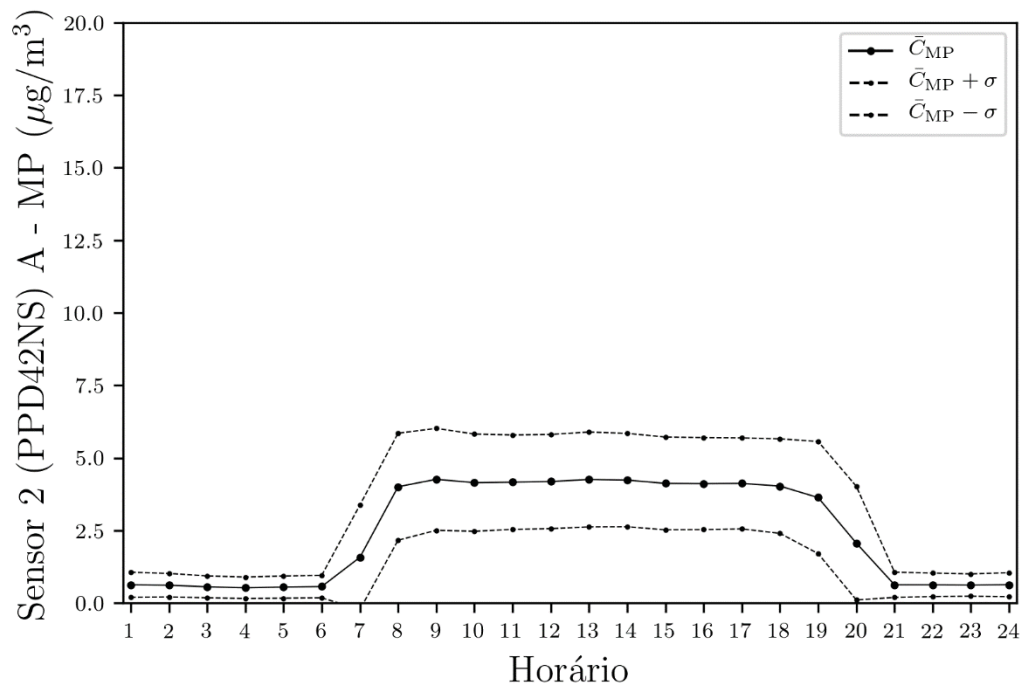
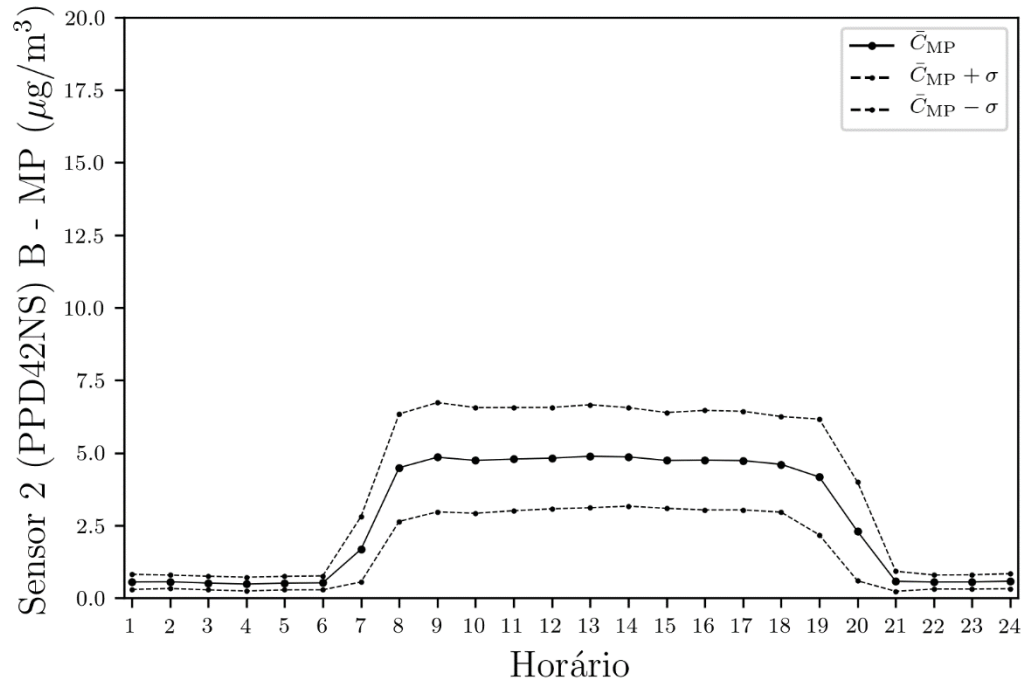
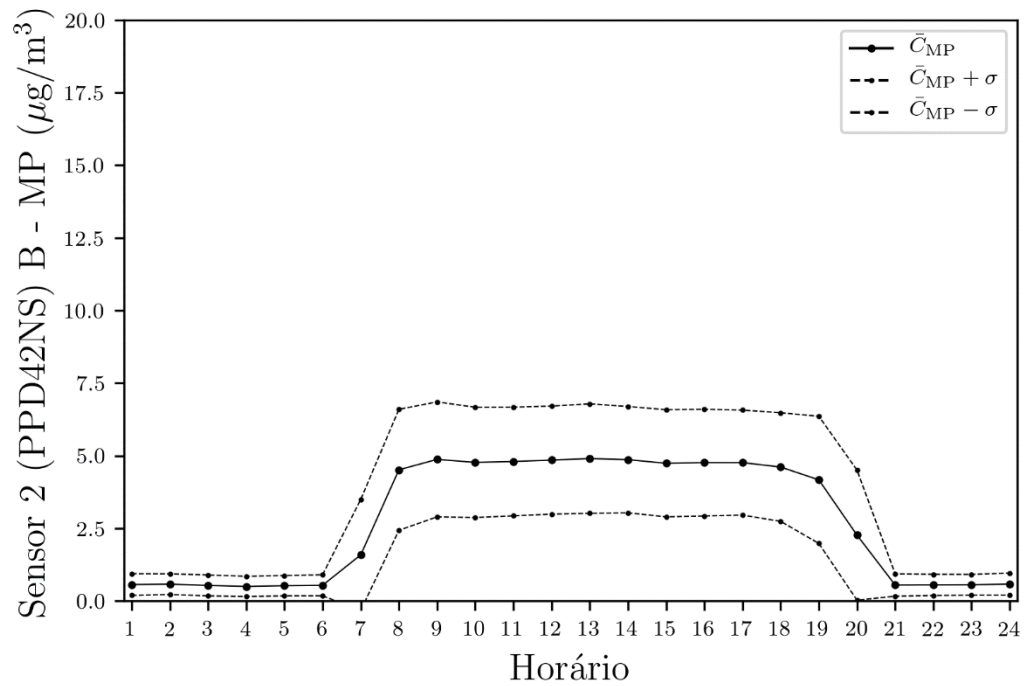


FIGURA 17 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B

(A)



(B)



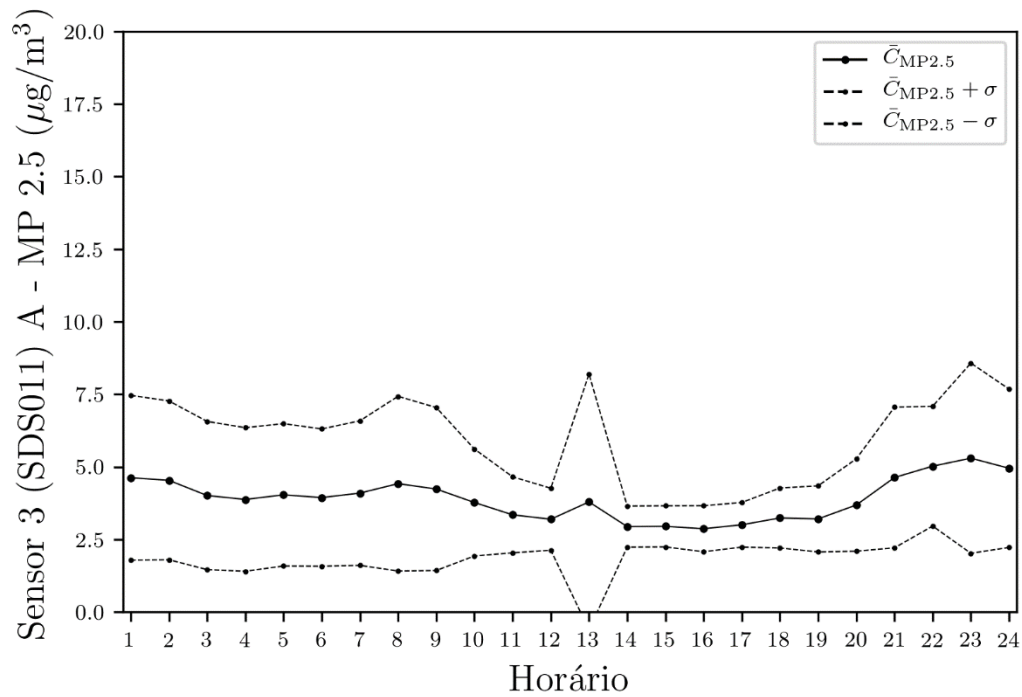
No Sensor 3 IHAOSPACE SDS011, para as medições de $MP_{2,5}$, o valor diário médio ficou em $3,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $1,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para a unidade A, e média $2,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para a unidade B. Sob o ponto de vista da média diária, portanto, as unidades foram similares entre si.

Em relação ao perfil diário, a adoção do cenário com exclusão dos *outliers* (Figura 18 (B) e Figura 19 (B)) foi muito eficaz sob o ponto de vista de suavizar picos e mudanças bruscas de concentração. Nota-se, inclusive, que as duas unidades apontaram pico na média horária às 13:00h que no cenário sem os *outliers* não ocorreu. O Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 também apresentou comportamento diferenciado dos outros sensores anteriores uma vez que houve picos de concentração após às 20:00h.

Por causa da alta precisão entre as unidades, observa-se perfil diário muito parecido entre as duas, com subidas e descidas correspondentes. Entre 8:00h e 10:00h ocorre subida na concentração, decai novamente até às 11:00h e se estabiliza até às 19:00h. Volta a subir, até chegar ao segundo pico do dia às 21:00h, cai, e depois outro pico, o maior do dia, às 23:00h. Cai um pouco na hora seguinte e se mantém até às 2:00h da madrugada, quando cai novamente e só irá subir a partir de 8:00h do dia seguinte.

FIGURA 18 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2.5}: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A

(A)



(B)

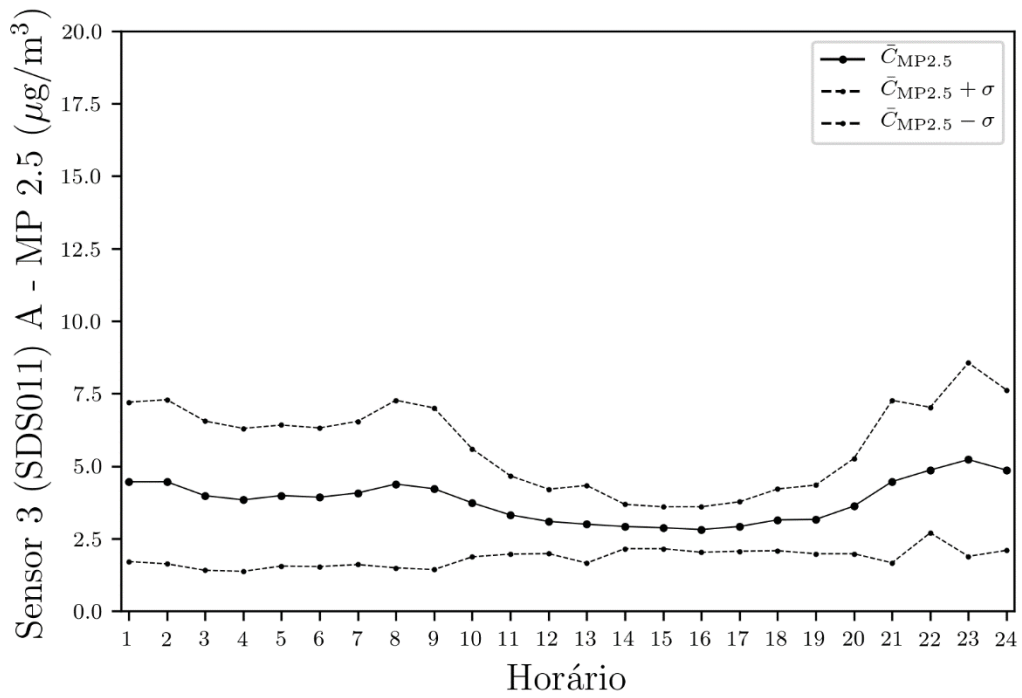
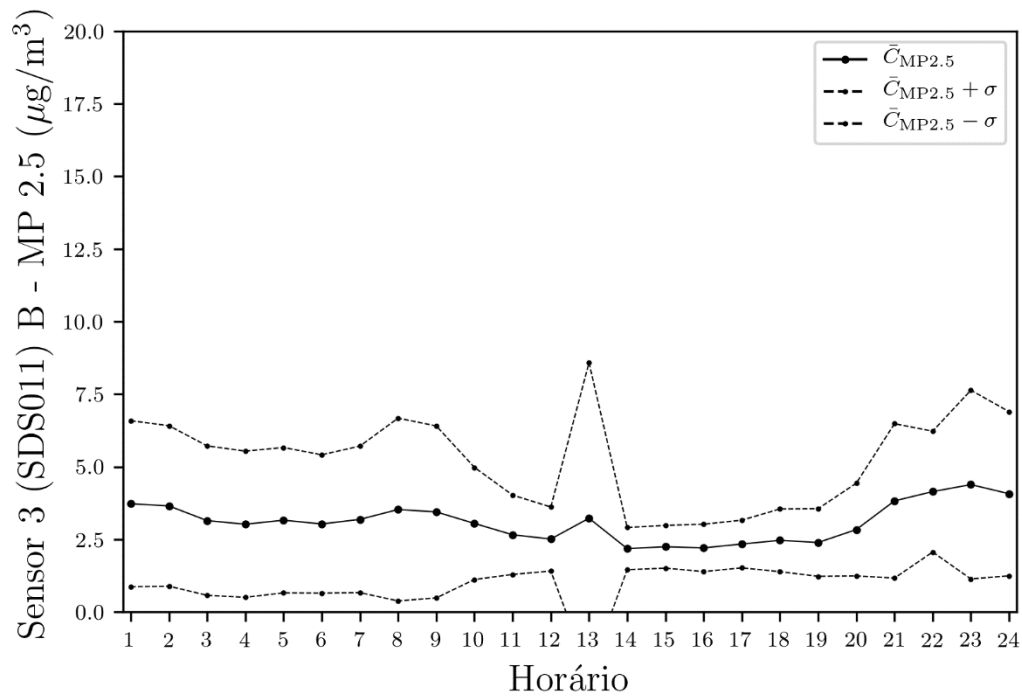
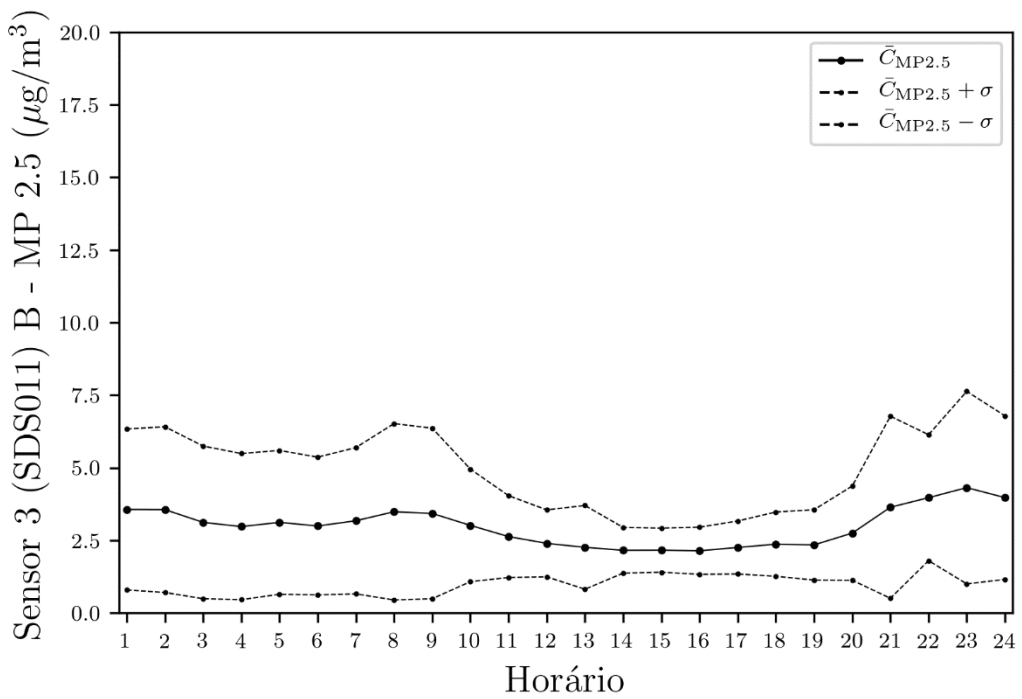


FIGURA 19 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2.5}: (A) MÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B

(A)



(B)



Quanto às concentrações de MP_{10} , o Sensor 3 IHAOSPACE SDS11 apresentou com média diária de $8,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $3,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na unidade A, e média diária de $5,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $3,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na unidade B. Os valores das médias não ficaram tão próximos quanto na medição da concentração de $MP_{2,5}$, e, sob este ponto de vista, foram menos precisos entre si.

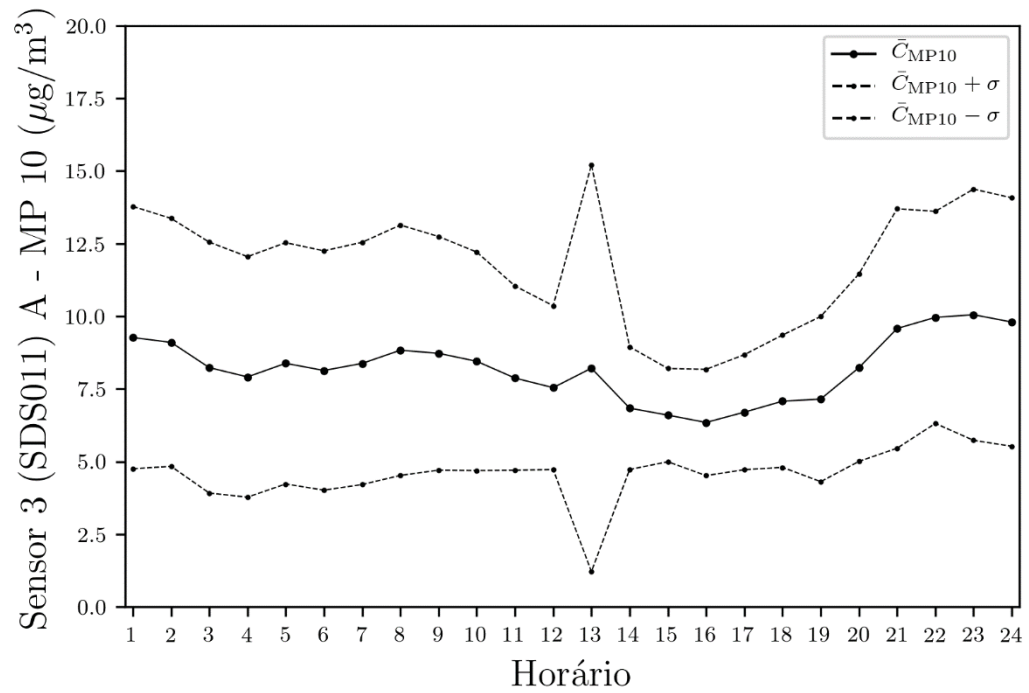
Assim como para a concentração de $MP_{2,5}$, houve mudança importante após a exclusão dos *outliers*: nas Figuras 20 (A) e 21 (A) aparece um pico às 13:00h que foi suavizado e integrou a tendência de queda entre 12:00h e 14:00h nas Figuras 20 (B) e 21 (B). Interessante observar que foi a mesma situação (pico e depois amenização) para a medição de MP_{10} ; então houve *outliers* por volta de 13:00h nas séries de dados das duas unidades para as duas medições, de $MP_{2,5}$ e MP_{10} .

Ao analisar os dados brutos a propósito de identificar quais dias contribuíram para os picos mencionados, observou-se que houve um episódio, em 22 de dezembro, próximo às 13:00h em que ocorreram medições de altas concentrações nas duas unidades: $MP_{2,5}$ acima de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e MP_{10} acima de $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Embora não apareça explicitamente nos gráficos de perfil diário, também houve pico significativo no dia 20 de dezembro entre 20:00h e 21:00h: $MP_{2,5}$ acima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e MP_{10} acima de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nesses casos, os valores consideravelmente acima daqueles no mesmo horário em outros dias foram considerados *outliers* ao adotar a metodologia da probabilidade. No entanto, em futuros experimentos recomenda-se a investigação desse tipo de episódio pois tais valores foram captados pelas duas unidades e em mais de uma medição dentro do período de uma hora.

A variação das médias diárias nas duas unidades foi similar nos cenários das Figuras 20 (B) e 21 (B). Houve picos de concentração entre 4:00h e 6:00h, 8:00h e 10:00h, 20:00h e 22:00h, e entre 22:00h e 24:00h; portanto mais picos do que mostrado pelas análises anteriores. Em relação à medição de $MP_{2,5}$ do mesmo sensor, o único pico não coincidente foi entre às 4:00h e às 6:00h (aquele não mostrou pico), o que sugere que houve maior quantidade de partículas aerodinâmicas de diâmetro acima de $2,5 \mu\text{m}$ do que abaixo e, por isso, captada somente na medição de MP_{10} . Entre 10:00h e 16:00h, os valores de MP_{10} diminuíram, chegando ao valor mais baixo do dia, e depois voltaram a subir até às 20:00h.

FIGURA 20 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP₁₀: (A) ÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE A

(A)



(B)

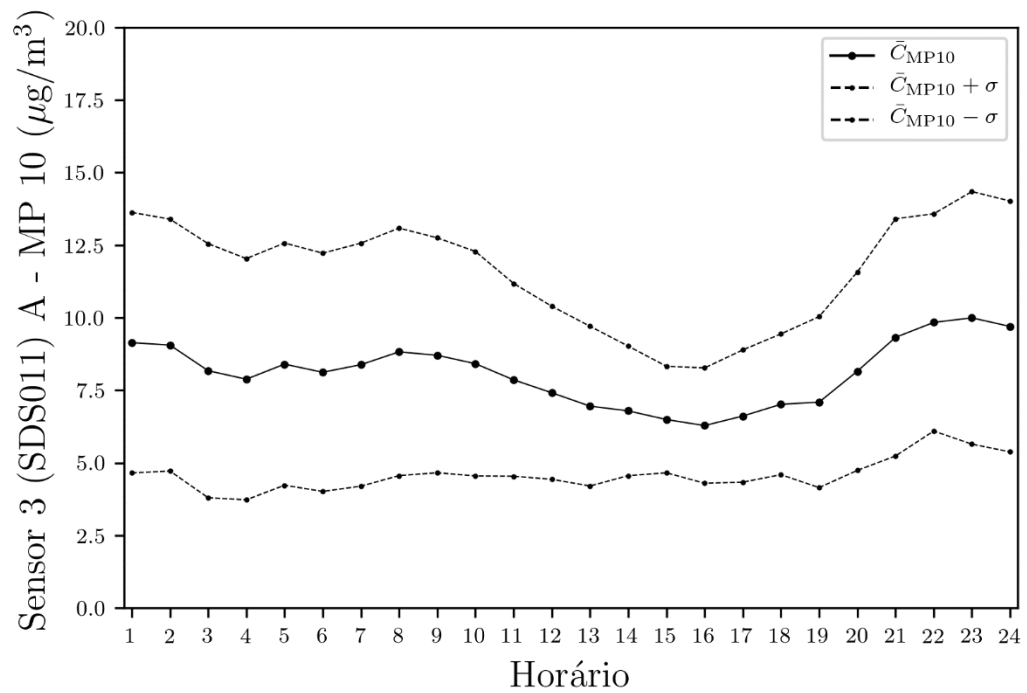
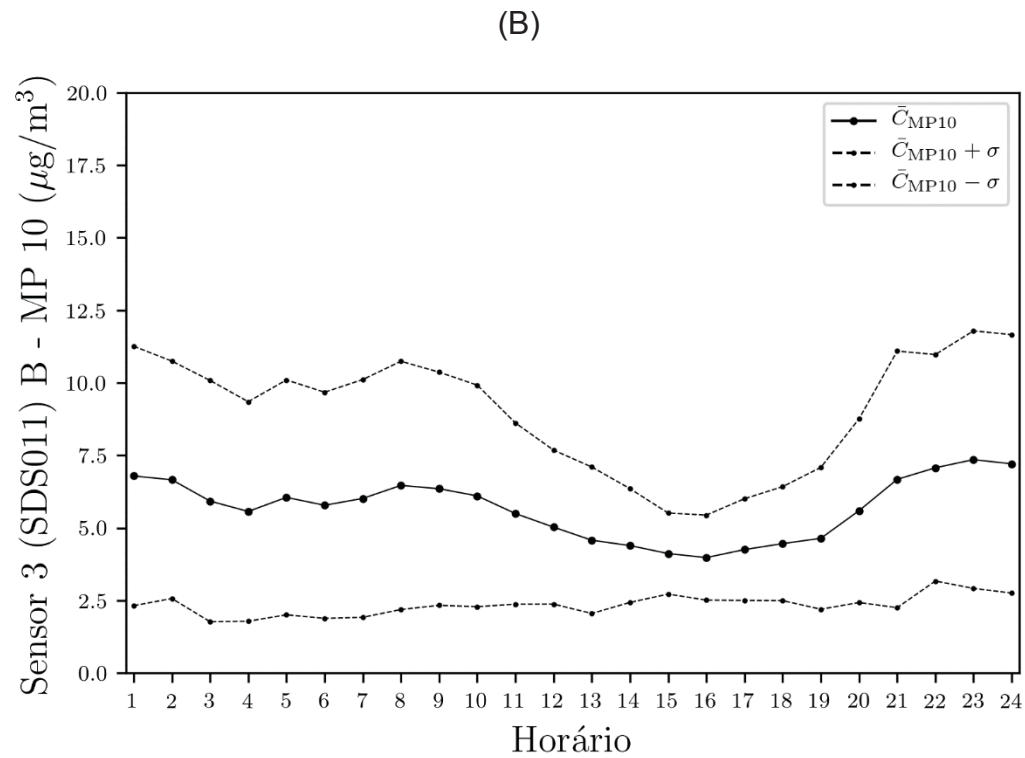
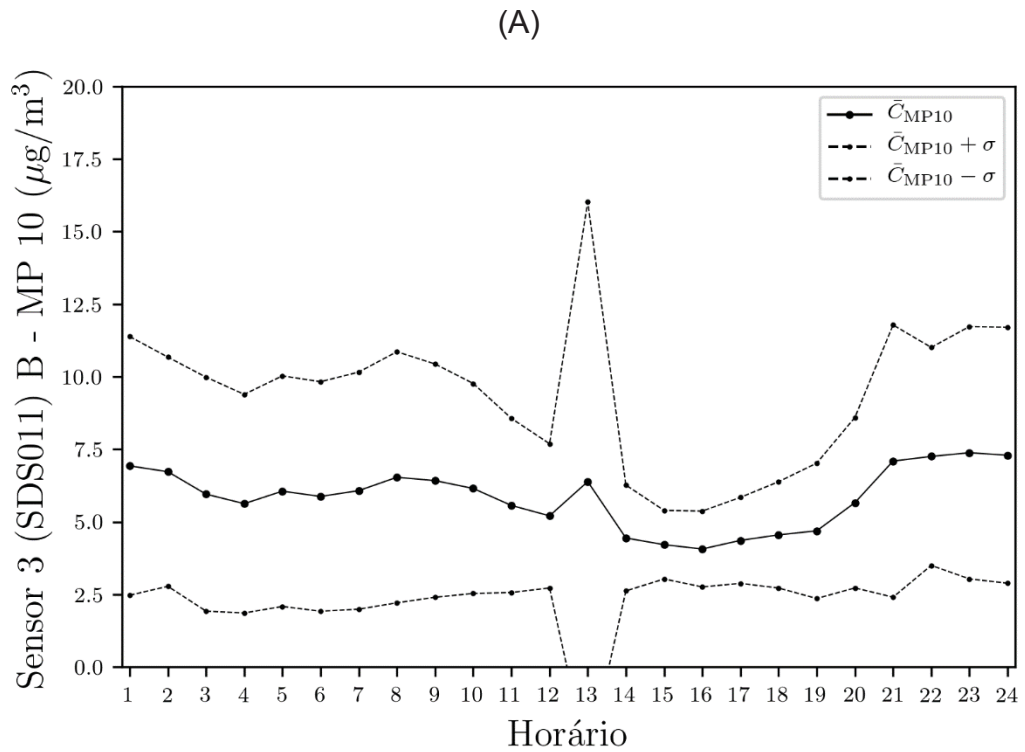


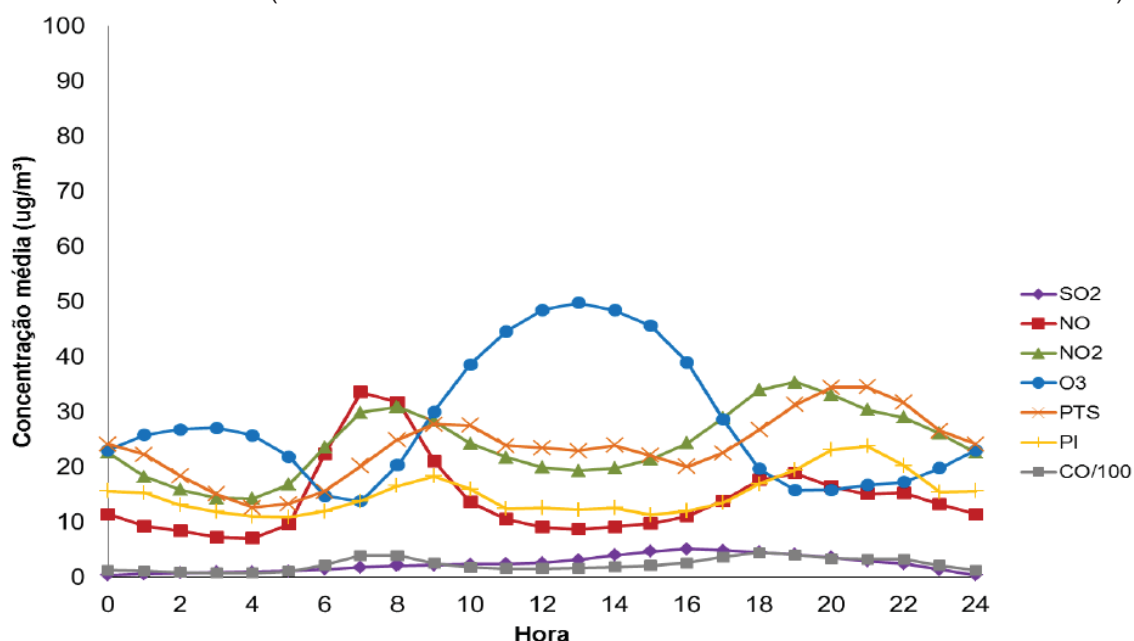
FIGURA 21 – PERFIL DIÁRIO SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP₁₀: (A) ÉDIAS HORÁRIAS E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B; (B) MÉDIAS HORÁRIAS APÓS RETIRADA DE *OUTLIERS* E DESVIOS PADRÃO UNIDADE B



Na Figura 22 consta o perfil diário obtido pelo IAP (2014) em relação à estação automática de medição de concentração de poluentes localizada na Praça Ouvidor Pardinho (PAR), a 1.900 metros do ponto de medição deste estudo. Observa-se perfil de Particulados Inaláveis (PI) na linha amarela do gráfico, correspondente à concentração de MP_{10} , e constata-se similaridades com o gráfico após exclusão de *outliers* do Sensor 3 MP_{10} (Figura 20 (B) e Figura 21 (B)): picos de concentração entre 08:00h e 11:00h e entre 19:00h e 22:00h.

Em relação aos valores, nota-se que na estação PAR as médias do perfil diário de MP_{10} ficaram em sua maioria acima de $10 \mu g/m^3$, e nas medições do Sensor 3 ficaram abaixo deste valor (embora o desvio padrão inclua valores ligeiramente acima). Isso pode ter ocorrido tanto pela diferença das características locais de cada ponto de medição, quanto por necessidades de ajustes de calibração em um ou ambos os equipamentos.

FIGURA 22 – VARIAÇÃO MÉDIA DIÁRIA REGISTRADA NA ESTAÇÃO AUTOMÁTICA OUVIDOR PARDINHO EM 2014 (REDE DE MONITORAMENTO INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ)

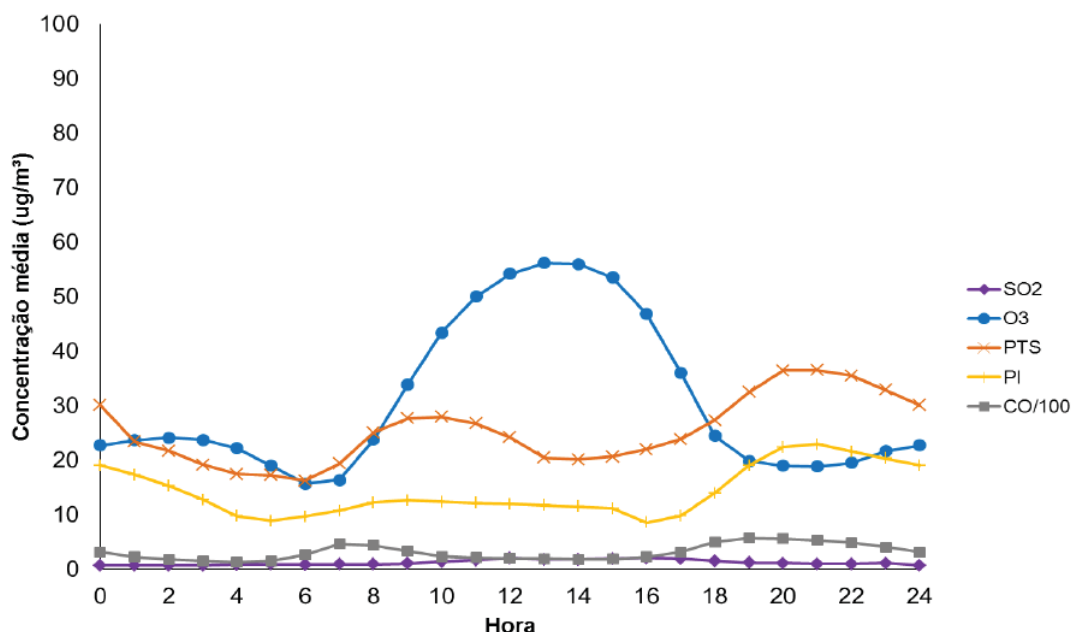


Fonte: IAP, 2014.

Na Figura 23 consta o perfil diário em relação à estação automática de medição de concentração de poluentes localizada no Boqueirão (BOQ), a 7.700 m do ponto de medição deste estudo. Observa-se o perfil de PI em amarelo, correspondente a MP_{10} , e neste caso há similaridade no período entre 16:00h e 21:00h com o Sensor 3 MP_{10} (Figura 20 (B) e Figura 21 (B)), com uma elevação na

concentração. Novamente, os valores diferem na estação BOQ as médias do perfil entre 10 e 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto no Sensor 3, as médias estão abaixo de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Também pode se tratar de diferentes características locais ou necessidades de ajustes de calibração.

FIGURA 23 – VARIAÇÃO MÉDIA DIÁRIA REGISTRADA NA ESTAÇÃO AUTOMÁTICA DO BOQUEIRÃO EM 2014 (REDE DE MONITORAMENTO INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ)



Fonte: IAP, 2014.

Em relação ao Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F, o fabricante não informou até qual diâmetro aerodinâmico é captado, recomendando a comparação com outros sensores para esta determinação. Observando que a mediana ficou em 15,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e 12,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B), e a média diária em 14,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e 12,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B), valores acima da concentração de MP_{10} medida pelo Sensor 3 IHAOSPACE SDS011, cuja mediana foi 7,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e 4,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B), e a média diária 8,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e 5,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B), conclui-se que o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F provavelmente mede as concentrações de PTS ou MP_{10} , o que poderia ser aferido futuramente ao comparar resultados com métodos gravimétricos, por exemplo, e realizar calibração.

O Sensor 1 SHARP GP2Y1010AU0F também se destacou negativamente pela significativa diferença de leitura entre as duas unidades: baixo r e box-plot com diferente posicionamento dos resíduos, e dispersão de A quase o dobro da dispersão de B. Isso leva a crer que ou as unidades foram altamente influenciadas pelo local de

instalação, mesmo este sendo muito próximo um do outro, ou o equipamento não permite a repetibilidade nas mesmas condições do ambiente de medição.

Os resultados do Sensor 2 SHINYEI PPD42NS apresentaram valores de média diária abaixo das medições de $MP_{2,5}$ pelo Sensor 3 IHAOSPACE SDS011, $2,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e $2,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B) enquanto no Sensor 3 foi $3,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade A) e $2,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidade B). Considerando a informação do fabricante do Sensor 2 de que o sensor capta MP de diâmetro aerodinâmico $5 \mu\text{m}$, os resultados podem levar a algumas diferentes conclusões, que também poderiam ser confirmadas ou negadas com a comparação dos resultados a um outro equipamento de referência e com uma análise da distribuição de particulados conforme diâmetro aerodinâmico:

- O Sensor 2 e o Sensor 3 não são precisos entre si;
- O Sensor 2 e/ ou o Sensor 3 não trazem resultados exatos;
- No local do experimento, há pouca concentração de MP com diâmetro aerodinâmico entre $2,5$ e $5 \mu\text{m}$, o que leva a resultados muito próximos dos dois Sensores.

Observou-se que, o Sensor 1 apresentou diferenças maiores de medição entre A e B depois de 13 dias do início do período considerado. Isso ocorre de forma similar ao relatado no estudo de Austin *et al.* (2015), em que em estudo de longo prazo, o r foi menor do que em estudo de curto prazo.

Em relação ao perfil diário, observou-se elevação na média horária da concentração de MP entre 8:00h e 10:00h nos três sensores, possivelmente relacionada ao tráfego de veículos pois se trata do início do horário comercial. O Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 apresentou mais picos ao longo do dia em relação aos outros sensores, o que sugere que seja mais sensível a alterações na concentração de MP.

5 CONCLUSÃO

O Sensor 1 não apresentou dados satisfatórios pois, na comparação entre as duas unidades, as medidas foram consideravelmente diferentes, com índice de correlação de Pearson $r = 0,0851$. O Sensor 2, embora tenha apresentado com índice de correlação, $r = 0,9973$, não mostra dados confiáveis pois durante o período da noite apresentou medições muito próximas de zero para todos os dias do período. O Sensor 3 IHAOSPACE SDS011 apresentou o melhor desempenho sob diferentes aspectos: precisão entre as unidades ao longo da série total e dos perfis diários, e altos índices de correlação de Pearson (r) (0,9936 para $MP_{2,5}$ e 0,9589 para MP_{10}).

Ao longo da análise dos resultados constatou-se a necessidade de observar os dados trazidos pelos sensores sob diferentes perspectivas, pois o Sensor 1 SHARP GP2Y1010AY0F e o Sensor 2 SHINYEI PPD42NS tiveram algumas análises individuais positivas, mas integrando todas as observações, ficaram com desempenho abaixo do Sensor 3. Para complementar a avaliação do Sensor 3, no entanto, é necessário realizar mais estudos comparando seus resultados com medições de equipamentos de referência devidamente calibrados, para possibilitar estimar níveis de exatidão.

A aplicação do método da probabilidade foi muito relevante para a análise dos resultados dos três sensores, pois permitiu desconsiderar valores anômalos sem desconsiderar a variação natural da concentração de MP ao longo do dia, pois esta análise de *outliers* foi feita a cada intervalo de 31 valores, ao invés de considerar valores da série inteira de uma só vez. Foi evidenciado que suavizou quedas e aumentos bruscos de concentração nos gráficos de perfil diário e, portanto, mostra-se uma metodologia válida para trabalhos futuros relacionados a identificação de *outliers*.

Um resultado muito positivo para região onde foi realizado o experimento de campo é que, segundo o Sensor 3 IHAOSPACE SDS011, as médias diárias, tanto de $MP_{2,5}$ (3,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unidade A e 2,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unidade B) quanto de MP_{10} (7,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unidade A e 4,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unidade B) não ultrapassaram os limites estabelecidos pelo CONAMA (60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente) e pela WHO (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente).

REFERÊNCIAS

AMEGAH, A. K. Proliferation of low-cost sensors. What prospects for air pollution epidemiologic research in Sub-Saharan Africa?. **Environmental Pollution**, n. 241, p. 1132-1137, 2018. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.044>>. Acesso em 18 jul. 2019.

APTE, J. S.; MARSHALL, J. D.; COHEN, A. J.; BRAUER, M. Addressing global mortality from ambient MP_{2,5}. **Environmental Science and Technology**, n.49, p. 8057-8066, 2015. Disponível em <<https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/acs.est.5b01236?rand=n3jy3rmj>>. Acesso em 18 jul. 2019.

ARDUINO. **Arduino Uno EM3**. Disponível em <<https://store.arduino.cc/usa/arduino-uno-rev3>>. Acesso em 18 jul. 2019a.

ARDUINO. **What is Arduino?** Disponível em <<https://www.arduino.cc/en/Guide/Introduction>>. Acesso em 18 jul. 2019b.

ARLING, J.; O'CONNOR, K.; MERCIECA, M. **Air quality sensor network for Philadelphia: data validation**. 5/6/2010. Disponível em <<http://www.fijnstofmeter.com/documentatie/Data-Validation.pdf>>. Acesso em 8 jul. 2019.

AUSTIN, E.; NOVOSSELOV, I.; SETO, E.; YOST, M. G. Laboratory Evaluation of the Shinyei PPD42NS Low-Cost Particulate Matter Sensor. **Plos One**, set. 2015. Disponível em <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137789>>. Acesso em 18 jul. 2019.

AUTO ESPORTE. Frota de veículos cresce 1,2% em 2017, diz Sindipeças: volume de veículos que circulam no país chegou a 43 milhões depois de ficar praticamente estável no ano anterior, dizem as empresas de autopeças; contada à parte, frota de motos caiu. **Auto esporte**, 20/04/2018. Disponível em <<https://g1.globo.com/carros/noticia/frota-brasileira-de-veiculos-cresce-12-em-2017-diz-sindipeças.ghtml>>. Acesso em 27 set. 2018.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BCB). **Conversão de moedas**. Disponível em <<https://www4.bcb.gov.br/pec/conversao/conversao.asp>>. Acesso em 23 set. 2018.

BARNETT, V.; LEWIS, T. **Outliers in statistical data**. 3ª edição. West Sussex: 1995.

BOBBIA, M.; MISITI, M.; MISITI, Y.; POGGI, J. M.; PORTIER, B. Spatial outlier detection in the PM₁₀ monitoring network of Normandy (France). **Atmospheric Pollution Research**, vol 6, p. 476-483, 2015

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental** – 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em 30 ago. 2018.

BRIMBLECOMBE, P. The Clean Air Act after 50 years. **Weather**, Vol. 61, n. 11., p. 311-314, nov. 2006. Disponível em <<https://doi.org/10.1256/wea.127.06>>. Acesso em 18 jul. 2019.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT – BMU. **Particulate matter and other air pollutants**. Disponível em <<https://www.bmu.de/en/topics/air-mobility-noise/air-pollution-control/general-information/>>. Acesso em 18 jul. 2019.

CAMPULOVÁ, M.; VESELÍK, P.; MICHÁLEK, J. Control chart and Six sigma based algorithms for identification of outliers in experimental data, with an application to particulate matter PM₁₀. **Atmospheric Pollution Research**, vol. 8, p. 700-708, 2017. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.01.004>>. Acesso em 18 jul. 2019.

CHARLSON, R. J.; LOVELOCK, J. E.; ANDREAE, M. O.; WARREN, S. G. Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate. **Nature**, vol. 326, p.655-661, 16 abr. 1987. Disponível em <<https://www.nature.com/articles/326655a0.pdf>>. Acesso em 18 jul. 2019.

CHIANN, C. **Técnicas computacionais em probabilidade e estatística I**. USP, 2008. Disponível em <<https://www.ime.usp.br/~chang/home/mae116/aulas/MAE5704-Tec.Comp./mae5704-aula2.pdf>>. Acesso em 17 jul. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Poluentes**. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso em 16 jul. 2019.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial da União**, n. 158, p. 15518-15519, 16 ago. 1990.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 ago. 1989. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=81>>. Acesso em 30 ago. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 21 nov. 2018. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>>. Acesso em 16 jul. 2019.

CURITIBA. Lei nº 9800, de 03 de janeiro de 2000: dispões sobre o zoneamento, uso e ocupação do solo no município de Curitiba, revoga as Leis nº 4199/72, 5234/75, 5263/75, 5490/76, 6204/81, 6769/85, 7068/87 e 7622/91, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Curitiba, PR. Disponível em <<https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/lei-ordinaria/2000/980/9800/lei-ordinaria-n-9800-2000-dispoe-sobre-o-zoneamento-uso-e-ocupacao-do-solo-no-municipio-de-curitiba-revoga-as-leis-n-4199-72-5234-75-5263-75-5490-76-6204-81-6769-85-7068-87-e-7622-91-e-da-outras-providencias>>. Acesso em 03 set. 2018.

DEAMER, K. Scientists determine cause of London's 1952 "killer fog". **CBS NEWS**, 12 dez. 2016. Disponível em <<https://www.cbsnews.com/news/londons-1952-killer-fog-cause-revealed/>>. Acesso em 18 jul. 2019.

DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DO PARANÁ (DETRAN-PR). **Estatísticas de trânsito**: frota de veículos por tipo e município 2019 – abril. Disponível em <http://www.detran.pr.gov.br/sites/detran/arquivos_restritos/files/documento/2019-05/frota_abril_19_0.pdf>. Acesso em 17 jul. 2019.

DIETRICH, I. L. **Monitoramento de MP_{2,5} em parques urbanos no município de Curitiba**. 2018. 46p. Trabalho de Conclusão de Curso – Departamento de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **40 CFR Parts 50, 51, 52, 53, and 58-National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter**: Final Rule. Publication Date: 01/15/2013. Disponível em <<https://www.federalregister.gov/documents/2013/01/15/2012-30946/national-ambient-air-quality-standards-for-particulate-matter>>. Acesso em 18 jul. 2019.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Air Sensor Guidebook**. June, 2014.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **List of designated reference and equivalent methods**. Research Triangle Park: EPA, Jun. 2019a.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **NAAQs Table**. Disponível em <<https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>>. Acesso em 16 jul. 2019b.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Report to Congress on Black Carbon**: external peer review draft, Department of the Interior, Environment, and Related Agencies Appropriations Act, 2010. Research Triangle Park: EPA, 2011. Disponível em <[https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/fedrgstr_activites/05011472499C2FB28525774A0074DADE/\\$File/BC+RTC+External+Peer+Review+Draft-opt.pdf](https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/fedrgstr_activites/05011472499C2FB28525774A0074DADE/$File/BC+RTC+External+Peer+Review+Draft-opt.pdf)>. Acesso em 22 jul. 2019.

FEINBERG, S.; WILLIAMS, R.; HAGLER, G. S. W.; RICKARD, J.; BROWN, R.; GARVER, D.; HARSHFIELD, G.; STAUFFER, P.; MATTSON, E.; JUDGE, R.; GARVEY, S. Long-term evaluation of air sensor technology under ambient conditions in Denver, Colorado. **Atmospheric Measurement Techniques**, n. 11, p. 4605-4615, 2018.

FILHO, D. B. F.; JÚNIOR, J. A. S. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson em. **Revista Política Hoje**, vol. 18, n. 1, p.115-146, 2009.

GAO, M.; CAO, J.; SETO, E. A distributed network of low-cost continuous reading sensors to measure spatiotemporal variations of PM_{2.5} in Xi'an, China. **Environmental Pollution**, n. 199, p. 56-65, 2015. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.013>>. Acesso em 18 jul. 2019.

GOEL, R.; GANI, S.; GUTTIKUNDA, S. K.; WILSON, D.; TIWARI, G. On-road PM_{2.5} pollution exposure in multiple transport microenvironments in Delhi. **Atmospheric Environment**, n. 123, 2015, p. 129-138. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.037>>. Acesso em 18 jul. 2019.

GOOGLE EARTH, versão 7.3.2.5491, última atualização em 24/07/2018. Disponível em <<https://www.google.com/73arth/>>. Acesso em 02 set. 2018.

GRAUER, A. Gestão Atmosférica no Estado do Paraná. **Ciclo MAUI de palestras**, set/2017. Disponível em <https://docs.wixstatic.com/ugd/9b5bf9_0d6a842ab1a14406a3f9a4bc08b34888.pdf>. Acesso em 04 set. 2018.

GRAUER, A. **Inventário estadual de emissões atmosféricas de poluentes (MP, CO, NO_x, SO_x) e proposta de revisão e ampliação da rede de monitoramento da qualidade do ar do Estado do Paraná – Relatório Final**. Curitiba: 2013.

HAHN, D. W. **Light scattering theory**. Department of Mechanical and Aerospace Engineering, University of Florida, July, 2009. 13 p.

INFOPÉDIA. **Tuk-tuk**. Porto: Porto Editora, 2003-2018. Disponível em <<https://www.infopedia.pt/dicionarios/lingua-portuguesa/tuk-tuk>>. Acesso em 01 out. 2018.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Boletins da qualidade do ar da Região Metropolitana de Curitiba**. Disponível em <<http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1076.html>>. Acesso em 17 jul. 2019a.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Fontes de poluição atmosférica**. Disponível em <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1415>>. Acesso em 17 jul. 2019b.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Relatório anual da qualidade do ar na Região Metropolitana de Curitiba – ano de 2013**. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Relatorios_qualidade_do_ar/RELATORIO_AR_2013_final.pdf>. Acesso em 17 jul. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades**: Curitiba. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/curitiba/panorama>>. Acesso em 17 jul. 2019.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Mapa de zoneamento consolidado, 2015**. Disponível em <<http://www.ippuc.org.br/default.php?pagina=311>>. Acesso em 02 set. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Protocolo para coleta de Material Particulado atmosférico**. INPE: São José dos Campos, 2012. Disponível em <<http://mtc-m16d.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m19/2012/01.30.16.15/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em 04 set. 2018.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Caderno Estatístico do Município de Curitiba [novembro 2017]**. Disponível em <<http://www.ipardes.gov.br/cadernos/MontaCadPdf1.php?Municipio=80000>>. Acesso em 15 nov. 2017.

JACOBSON, M. Z. On the causal link between carbon dioxide and air pollution mortality. **Geophysical Research Letters**, vol. 35, fevereiro de 2008. Disponível em <<https://doi.org/10.1029/2007GL031101>>. Acesso em 18 jul. 2019.

KOWALSKI, R. L. No Paraná, frota de veículos cresce 7 vezes mais que a população: nos últimos 10 anos, número de carros avançou 75% contra 10% dos moradores. **Bem Paraná**, 24/01/2018. Disponível em <<https://www.bemparana.com.br/noticia/no-parana-frota-de-veiculos-cresce-7-vezes-mais-que-a-populacao>>. Acesso em 27 set. 2018.

LEIVA, V.; BARROS, M.; PAULA, G. A.; SANHUEZA, A. Generalized Birnbaum-Saunders distributions applied to air pollutant concentration. **Environmetrics**, n. 19, p. 235-249, 2008. Disponível em <<https://doi.org/10.1002/env.861>>. Acesso em 18 jul. 2019.

LISBOA, H. M.; KAWANO, M. **Controle da poluição atmosférica**. Montreal, 2007. Disponível em <<http://repositorio.ascens.edu.br/bitstream/123456789/418/7/Cap%204%20Monitoramento%20de%20poluentes%20atmosf%3%A9ricos.pdf>>. Acesso em 04 set. 2018.

MILLER, B. Air quality sensors. **Energy Futures**, spring 2016. Disponível em <<http://energy.mit.edu/news/air-quality-sensors/>>. Acesso em 01 de outubro de 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **OMS divulga estimativas nacionais sobre exposição à poluição do ar e impacto na saúde**. Publicação de 27 out. 2016. Disponível em <http://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5249:oms-divulga-estimativas-nacionais-sobre-exposicao-a-poluicao-do-ar-e-impacto-na-saude&Itemid=839>. Acesso em 12 mai. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Poluentes Atmosféricos**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosf%C3%A9ricos>>. Acesso em 30 ago. 2018.

MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Urban air pollution: a representative survey of PM_{2.5} mass concentration in six Brazilian cities. **Air Quality Atmosphere and Health**, vol. 5, p. 63-77, 2012. Disponível em <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11869-010-0124-1>>. Acesso em 18 jul. 2019.

MORAWSKA, L.; JOHNSON, G.; RISTOVSKI, Z. D.; AGRANOVSKI, V. Relation between particle mass and number for submicrometer airborne particles. **Atmospheric Environment**, n. 33, p. 1983-1990, 1999. Disponível em <[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00433-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00433-6)>. Acesso em 18 jul. 2019.

MORETTIN, A.; BUSSAB, W. O. **Estatística básica**. 6ª ed. São Paulo: Saraiva, 2010.

NORTHCROSS, A. L.; EDWARDS, R. J.; JOHNSON, M. A.; WANG, Z. M.; ZHU, K.; ALLEN, T.; SMITH, K. R. A low-cost particle counter as a realtime fine-particle mass monitor. **Environmental Science: Processes Impacts**, n. 15, p. 433-439, 2013. Disponível em <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25208708>>. Acesso em 18 jul. 2019.

NOVA FITNESS. **Laser PM_{2.5} Sensor specification**: product model SDS011, Version V1.3. 2015 – 10 – 09. Disponível em <<http://www.inovafitness.com/en/a/chanpinzhongxin/95.html>>. Acesso em 03 set. 2018.

ONYANGA-OMARA, J. Mystery of London fog that killed 12,000 finally solved. **USA TODAY**, 13 dez. 2016. Disponível em <<https://www.usatoday.com/story/news/world/2016/12/13/scientists-say-theyve-solved-mystery-1952-london-killer-fog/95375738/>>. Acesso em 18 jul. 2019.

PARANÁ. Lei nº 13.806, de 1º de outubro de 2002. Dispões sobre as atividades pertinentes ao controle da poluição atmosférica, padrões e gestão da qualidade do ar, conforme especifica e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Curitiba, PR. Disponível em <<https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=6422&indice=1&totalRegistros=1&dt=22.6.2019.11.9.36.240>>. Acesso em 22 jul. 2019.

PEREZ, L.; GRIZE, L.; INFANGER, D.; KUNZLI, N.; SOMMER, H.; ALT, G.; SCHINDLER, C. Associations of daily levels of PM₁₀ and NO₂ with emergency hospital admissions and mortality in Switzerland: trends and missed prevention potential over the last decade. **Environmental Research**, 140, p. 554-561. 2015. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.005>>. Acesso em 18 jul. 2019.

PIOTROWICZ, A.; POLEDNIK, B. Exposure to aerosol particles on a urban road. **Journal of Ecological Engineering**, vol. 20, n. 5, maio p. 27-34, 2019. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/325789156_Traffic-related_particle_emissions_and_exposure_on_an_urban_road>. Acesso em 18 jul. 2019.

POLEZER, G.; TADANO, Y. S.; SIQUEIRA, H. V.; GODOI, A. F. L.; YAMAMOTO, C. I.; ANDRÉ, P. A.; PAULIQUEVIS, T.; ANDRADE, M. F.; OLIVEIRA, A.; SALDIVA, P. H. N.; TAYLOR, P. E.; GODOI, R. H. M. Assessing the impact of PM_{2.5} on respiratory disease using artificial neural networks. **Environmental Pollution**, n. 235, p. 394-403, 2018. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.111>>. Acesso em 22 out. 2019.

POPE, F. D.; GATARI, M.; NG'ANG'A, D.; POYNTER, A.; BLAKE, R. Airborne particulate matter monitoring in Kenya using calibrated low-cost sensors. **Atmospheric Chemistry and Physics**, n. 18, p. 15403-15418, 2018. Disponível em <<https://doi.org/10.5194/acp-18-15403-2018>>. Acesso em 18 jul. 2019.

PRIVERAM. **Microcontrolador**. Disponível em <<https://www.priberam.pt/dlpo/microcontrolador>>. Acesso em 03 set 2018.

QIAN, D.; PANG, Z.; O'NEILL, Z. Evaluation of low-cost Particulate Matter (PM) Sensors: a preliminary investigation. **Conference ASHRAE 2018 Annual Conference**, At Houston, TX. June, 2018. Disponível em <<https://www.researchgate.net/publication/323431811/download>>. Acesso em 06 set. 2018.

QUEENSLAND GOVERNMENT (QLD). **Airborne Particles Continuous Monitoring**. Department of Science, Information Technology and Innovation. Disponível em <<https://www.qld.gov.au/environment/pollution/monitoring/air-pollution/oscillating-microbalance>>. Acesso em 05 set. 2018.

RASHEED, A.; ANEJA, V. P.; AIYYER, A.; RAFIQUE, U. Measurement and analysis of fine Particulate Matter (MP_{2.5}) in urban areas of Pakistan. **Aerosol and Air Quality Research**, n. 15, p. 426-439, 2015. Disponível em <http://aaqr.org/files/article/396/6_AAQR-14-10-OA-0269_426-439.pdf>. Acesso em 18 jul. 2019.

ROBOLIV. **Microcontroladores**. Disponível em <<http://www.roboliv.re/conteudo/microcontroladores>>. Acesso em 03 set. 2018.

SAMOLI, E.; STAFOGGIA, M.; RODOPOULOU, S.; OSTRO, B.; ALESSANDRINI, E.; BASAGÑA, X.; DÍAZ, J.; FAUSTINI, A.; MARTINA, G.; KARANASIOU, A.; KELESSIS, A. G.; TERTRE, A. L.; LINARES, C.; RANZI, A.; SCARINZI, C.; KATSOUVANNI, K.; FORASTIERE, F. Which specific causes of death are associated with short-term exposure to fine and coarse particles in Southern Europe? Results from the MED-PARTICLES project. **Environmental International**, 67, p.54-61, 2014. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.013>>. Acesso em 18 jul. 2019.

SCHWARTZ, J. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. **Environmental Health Perspectives**, vol. 108, n. 6, Jun. 2000. Disponível em <<https://www.jstor.org/stable/3454620>>. Acesso em 18 jul. 2019.

SCIENTIFIC, T. F. **1405 TEOM™, Continuous Ambient Particulate Monitor**. Disponível em <<https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/TEOM1405>>. Acesso em 07 set. 2018a.

SCIENTIFIC, T. F. **Beta attenuation technology for Particulate Matter Measurement**. Disponível em <<https://www.thermofisher.com/br/pt/home/industrial/environmental/environmental-learning-center/air-quality-analysis-information/beta-attenuation-technology-particulate-matter-measurement.html>>. Acesso em 05 set. 2018b.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO PARANÁ (SEMA). Resolução nº 016, de 26 de março de 2014. **Diário Oficial do Estado**, Curitiba, PR, nº 9187, 15 abr. 2014. Disponível em <<http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibir&codAto=117128&codItemAto=781629>>. Acesso em 30 ago. 2018.

SEED. **Seeeduino v4.2**. Disponível em <http://wiki.seeedstudio.com/Seeeduino_v4.2/#getting-started>. Acesso em 30 ago. 2018.

SHARP. **Dust sensor user manual**, v. 1.2, Feb. 3rd 2015. Disponível em <www.waveshare.com>. Acesso em 03 set. 2018.

SHARP. **Application note of Sharp dust sensor GP2Y1010AU0F**. Disponível em <http://www.sharp-world.com/products/device/lineup/data/pdf/datasheet/gp2y1010au_appl_e.pdf>. Acesso em 15 set. 2018.

SHINYEI. **Particle Sensor Model PPD42NS**. Shinyei Corporation of America, New York. 2018

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Fundamentos de Química Analítica** [tradução Marco Grassi; revisão técnica Celio Pasquini]. São Paulo: cengage Learning, 2009.

SMA, **Por um transporte sustentável**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 1997.

SOUSAN, S.; KOEHLER, K.; THOMAS, G.; PARK, J. H.; HILLMAN, M.; HALTERMAN, A.; PETERS, T. M. Inter-comparison of low-cost sensors for measuring the mass concentration of occupational aerosols. **Aerosol Science and Technology**, vol. 50, n. 5, p. 462-473, 2016. Disponível em <<https://doi.org/10.1080/02786826.2016.1162901>>. Acesso em 18 jul. 2019.

TAYLOR, M. A. Quantitative measures for shape and size of particles. **Powder Technology**, 124, p. 94-100, 2002.

TITTARELLI, A.; BORGINI, A.; BERTOLDI, M.; SAEGER, E. D.; RUPRECHT, A.; STEFANONI, R.; TAGLIABUE, G.; CONTIERO, P.; CROSIGNANI, P. Estimation of particle mass concentration in ambient air using a particle counter. **Atmospheric Environment**, 42, p. 8543-8548, 2008. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.056>>. Acesso em 18 jul. 2019.

UNIÃO EUROPEIA (UE). Directiva 2008/ 50/ CE do parlamento europeu e do conselho de 21 de maio de 2008 relativa à qualidade do ar ambiente e um ar mais limpo na Europa. **Jornal Oficial da União Europeia**, 11 jun. 2008. Disponível em <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex:32008L0050>>. Acesso em 16 jul. 2019.

WANG, Y.; LI, J.; JING, H.; ZHANG, Q.; JIANG, J.; BISWAS, P. Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement. **Aerosol science and technology**, n. 49, 2015, p. 1063-1077. Disponível em <<https://doi.org/10.1080/02786826.2015.1100710>>. Acesso em 18 jul. 2019.

WEIJERS, E.P.; KHLYSTOV, A.Y.; KOS, G.P.A.; ERISMAN, J.W. Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. **Atmospheric Environment**, 38, p. 2993–3002, 2004. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.02.045>>. Acesso em 18 jul. 2019.

WITTMACK, K. Advanced evaluation of size-differential distributions of aerosol particles. **Aerosol Science**, n. 33, p. 1009-1025, 2002. Disponível em <[https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(02\)00052-6](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(02)00052-6)>. Acesso em 18 jul. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**, Global update 2005, Summary of risk assessment. World Health Organization, 2006. Disponível em <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf;jsessionid=A28DA9D375F0479903D926D3268A0D78?sequence=1>. Acesso em 16 jul. 2019.

WORLD POPULATION REVIEW. **Islamabad population 2019**. Disponível em <<http://worldpopulationreview.com/world-cities/islamabad-population/>>. Acesso em 18 jul. 2019.

WU, H.; TANG, X.; WANG, Z.; WU, L.; LU, M.; WEI, L.; ZHU, J. Probabilistic Automatic Outlier Detection for surface air quality measurements from the China National Environmental Monitoring Network. **Advances in Atmospheric Sciences**, vol. 35, p. 1522-1532, dez. 2018. Disponível em <<https://doi.org/10.1002/joc.3506>>. Acesso em 18 jul. 2019.

APÊNDICE I – COMPARAÇÃO DOS DADOS OBTIDOS PELO EQUIPAMENTO VEREWA E OS SENSORES DE BAIXO CUSTO

O equipamento de referência, utilizado para o período de amostragem para calibração, foi o Verewa, da marca Durag. Ele permite medição de Partículas Totais em Suspensão (PTS), MP_{10} e $MP_{2,5}$ dependendo do separador utilizado (entrada por onde o ar é sugado para o equipamento, conforme mostra a Figura AI 1 - B). Na base do equipamento, mostrado na Figura AI 1 - A, fica a bomba para puxar o ar para amostragem e o leitor de atenuação Beta. É apropriado para uso em áreas industriais ou para redes de monitoramento do ar em ambientes urbanos (DURAG, 2018)⁵.

FIGURA AI 1 – EQUIPAMENTO VEREWA (A) VISÃO GERAL, (B) CICLONES



Fonte: DURAG, 2018.

Na comparação dos dados obtidos pelo equipamento Verewa, estes foram considerados variáveis independentes (eixo x), enquanto os dados de cada sensor de baixo custo foi considerada dependente (eixo y); conforme mostram os gráficos a seguir. O Verewa entrega dados a cada 15 minutos e, por isso, foi feita a comparação com a média de dados no intervalo de 15 minutos dos sensores de baixo custo.

Nestas comparações foi possível observar que o equipamento Verewa, embora tenha captado alterações de concentração de MP ao longo dos dias de monitoramento, houve vários episódios de valores suspeitos, como repetidas leituras de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, muito fora do esperado para a região. Outro aspecto é que para uma

⁵ DURAG. **Ambient Air Dust Concentration Monitor Verewa**. Disponível em <<https://www.durag.com/products-en/measuring-monitoring-en/ambient-air-monitoring-en/f-701-20-en/>>. Acesso 08 out. 2018.

mesma medição por sensor de baixo custo, há vários resultados possíveis para o Verewa.

FIGURA AI 2 – COMPARAÇÃO VEREWA E SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F (MP_{2,5}, PERÍODO DE 07/12/2018 ÀS 16:15H A 08/12/2018 ÀS 17:45H)

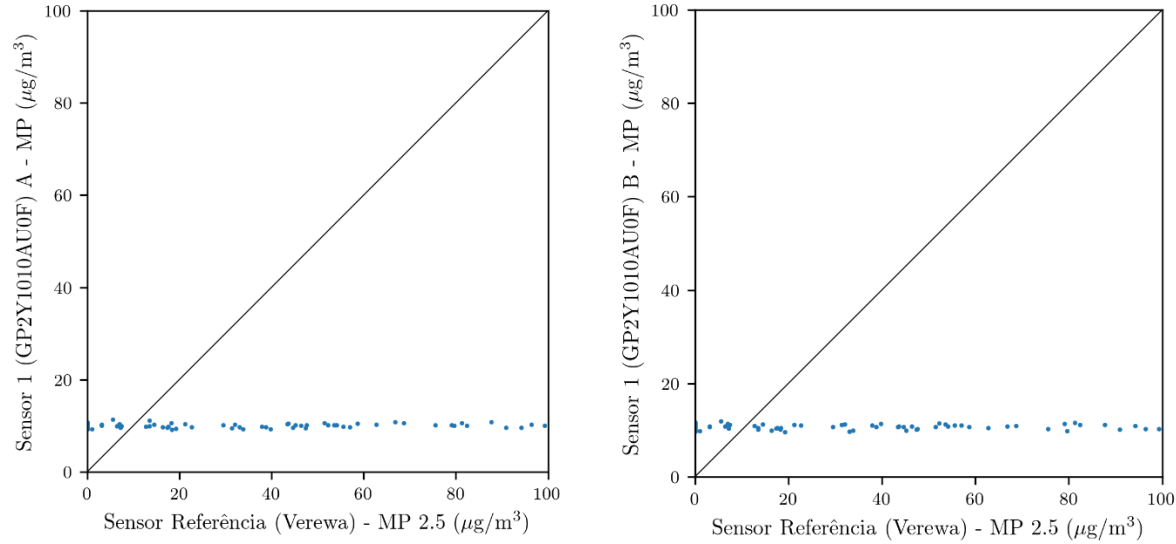


FIGURA AI 3 – COMPARAÇÃO VEREWA E SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS (MP_{2,5}, PERÍODO DE 07/12/2018 ÀS 16:15H A 08/12/2018 ÀS 17:45H)

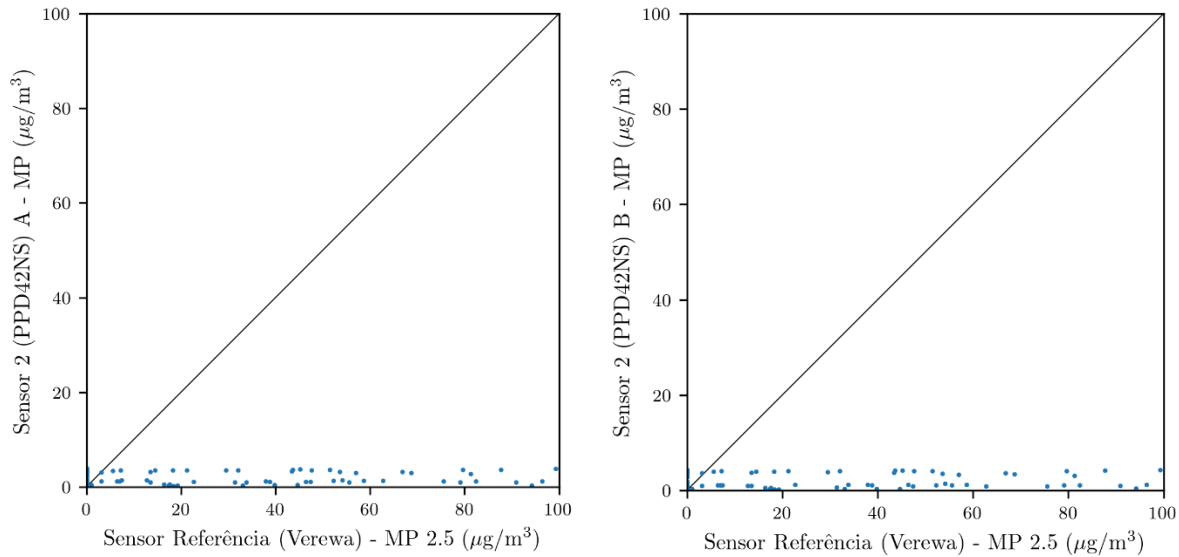


FIGURA AI 4 – COMPARAÇÃO VEREWA E SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 (MP_{2.5}, PERÍODO DE 07/12/2018 ÀS 16:15H A 08/12/2018 ÀS 17:45H)

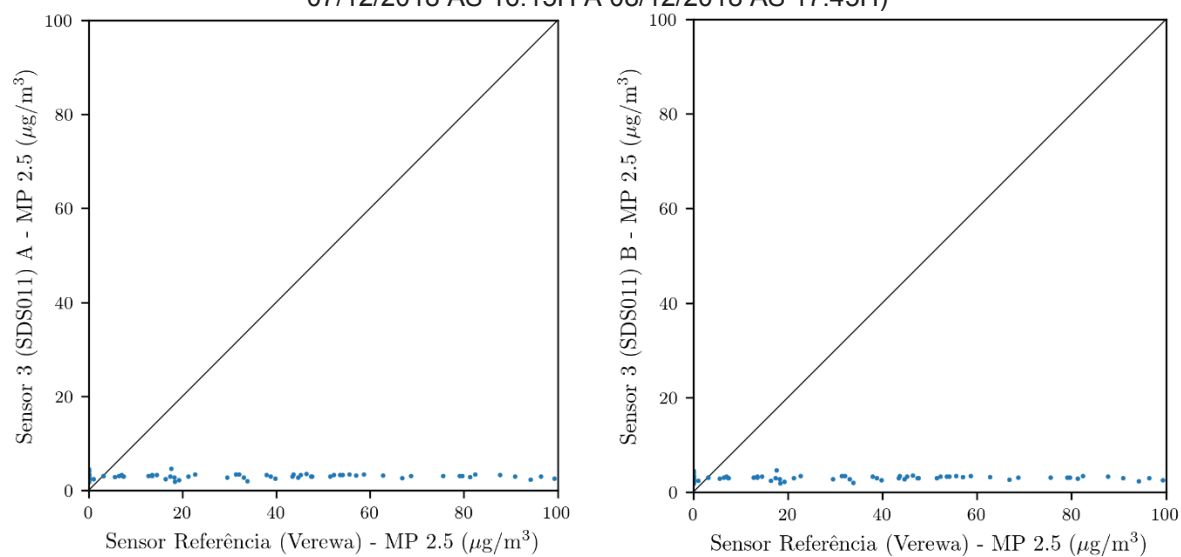


FIGURA AI 5 – COMPARAÇÃO VEREWA E SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 (MP₁₀, PERÍODO DE 08/12/2018 ÀS 17:45H A 13/12/2018 ÀS 18:17H)

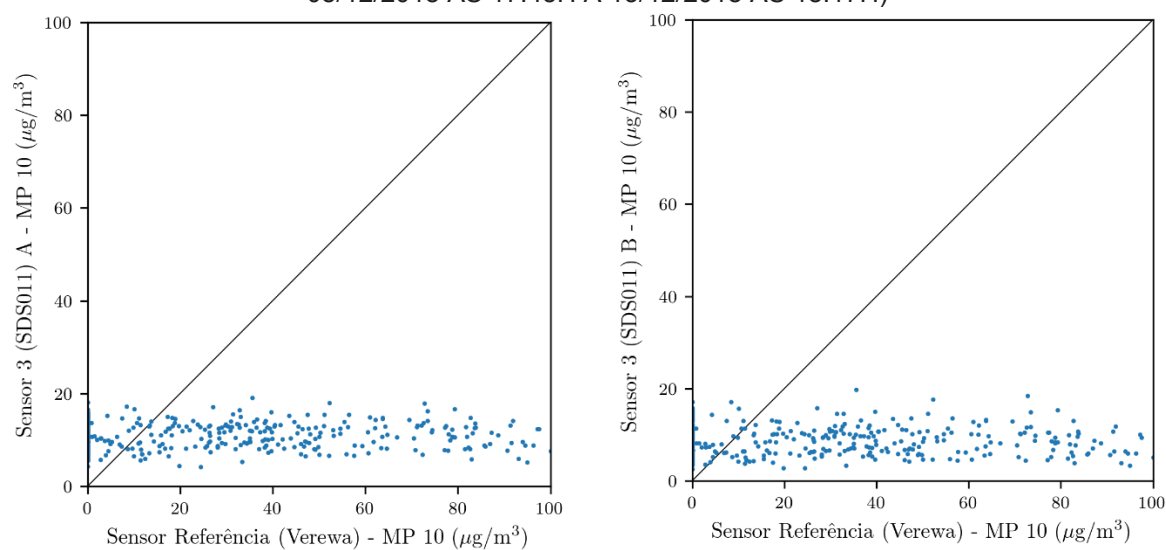
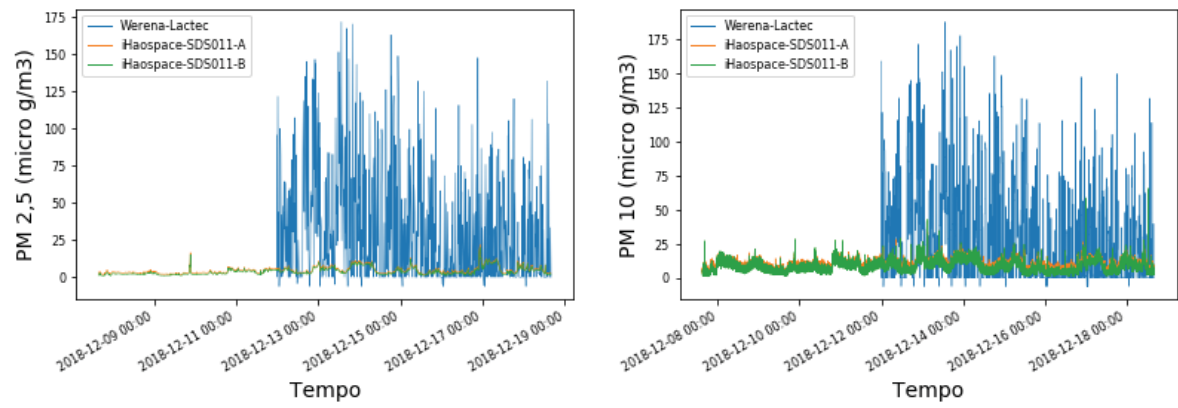


FIGURA AI 6 – DADOS BRUTOS VEREWA E SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 (MP_{2,5} E MP₁₀)

APÊNDICE II – DETERMINAÇÃO DA SENSIBILIDADE NO CÁLCULO DA PROBABILIDADE $P(i)$ PARA IDENTIFICAR *OUTLIERS* DE ERROS SIGNIFICATIVOS

Foi realizado o cálculo da Probabilidade $P(i)$ utilizando diferentes limites de sensibilidade para os três sensores de baixo custo, a fim de observar o número de dados considerados *outliers* em relação ao total de dados da série. O parâmetro que determinou a escolha do valor 10^{-2} foi o fato de ser quando o número de dados considerados *outliers* dobra em relação à sensibilidade anterior, de 10^{-3} , o que ocorreu para os três sensores, sendo para o Sensor 3 Ihaospace SDS011 tanto para MP_{2,5} quanto para MP₁₀.

TABELA AII 1 – TESTES DE SENSIBILIDADE PARA O SENSOR 1 SHARP GP2Y1010AU0F

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-100	4	0,0093%	3	0,0069%
1, E-90	4	0,0093%	3	0,0069%
1, E-80	5	0,0116%	3	0,0069%
1, E-70	5	0,0116%	3	0,0069%
1, E-60	5	0,0116%	3	0,0069%
1, E-50	6	0,0139%	3	0,0069%
1, E-40	7	0,0162%	3	0,0069%
1, E-30	11	0,0255%	3	0,0069%
1, E-20	19	0,0440%	5	0,0116%
1, E-19	19	0,0440%	6	0,0139%
1, E-18	19	0,0440%	7	0,0162%
1, E-17	19	0,0440%	8	0,0185%
1, E-16	20	0,0463%	8	0,0185%
1, E-15	21	0,0486%	10	0,0231%
1, E-14	21	0,0486%	10	0,0231%
1, E-13	21	0,0486%	10	0,0231%
1, E-12	22	0,0509%	12	0,0278%
1, E-11	24	0,0556%	13	0,0301%
1, E-10	26	0,0602%	16	0,0370%
1, E-09	31	0,0718%	18	0,0417%
1, E-08	35	0,0810%	24	0,0556%
1, E-07	48	0,1111%	29	0,0671%
1, E-06	68	0,1574%	39	0,0903%
1, E-05	94	0,2176%	64	0,1481%
1, E-04	148	0,3426%	110	0,2546%
1, E-03	307	0,7106%	274	0,6343%
1, E-02	821	1,9005%	855	1,9792%
1, E-01	4678	10,8287%	4856	11,2407%

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E+00	40727	94,2755%	43106	99,7824%

Fonte: o Autor, 2019.

TABELA AII 2 – TESTES DE SENSIBILIDADE PARA O SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-100	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-90	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-80	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-70	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-60	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-50	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-40	0	0,0000%	0	0,0000%
1, E-30	0	0,0000%	1	0,0023%
1, E-20	2	0,0046%	3	0,0069%
1, E-19	3	0,0069%	3	0,0069%
1, E-18	4	0,0093%	4	0,0093%
1, E-17	4	0,0093%	5	0,0116%
1, E-16	5	0,0116%	5	0,0116%
1, E-15	5	0,0116%	7	0,0162%
1, E-14	8	0,0185%	10	0,0231%
1, E-13	10	0,0231%	11	0,0255%
1, E-12	13	0,0301%	13	0,0301%
1, E-11	16	0,0370%	18	0,0417%
1, E-10	17	0,0394%	22	0,0509%
1, E-09	24	0,0556%	29	0,0671%
1, E-08	31	0,0718%	33	0,0764%
1, E-07	42	0,0972%	42	0,0972%
1, E-06	75	0,1736%	69	0,1597%
1, E-05	127	0,2940%	116	0,2685%
1, E-04	210	0,4861%	192	0,4444%
1, E-03	413	0,9560%	361	0,8356%
1, E-02	909	2,1042%	813	1,8819%
1, E-01	3823	8,8495%	3305	7,6505%
1, E+00	35040	81,1111%	29166	67,5139%

Fonte: o Autor, 2019.

TABELA AII 3 – TESTES DE SENSIBILIDADE PARA O SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5}

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-100	104	0,2407%	109	0,2523%
1, E-90	110	0,2546%	119	0,2755%
1, E-80	120	0,2778%	127	0,2940%
1, E-70	133	0,3079%	139	0,3218%
1, E-60	150	0,3472%	150	0,3472%
1, E-50	166	0,3843%	163	0,3773%
1, E-40	193	0,4468%	194	0,4491%
1, E-30	228	0,5278%	231	0,5347%

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-20	297	0,6875%	289	0,6690%
1, E-19	309	0,7153%	298	0,6898%
1, E-18	322	0,7454%	307	0,7106%
1, E-17	334	0,7731%	317	0,7338%
1, E-16	347	0,8032%	329	0,7616%
1, E-15	355	0,8218%	346	0,8009%
1, E-14	369	0,8542%	358	0,8287%
1, E-13	382	0,8843%	381	0,8819%
1, E-12	398	0,9213%	404	0,9352%
1, E-11	423	0,9792%	427	0,9884%
1, E-10	448	1,0370%	452	1,0463%
1, E-09	483	1,1181%	473	1,0949%
1, E-08	514	1,1898%	501	1,1597%
1, E-07	557	1,2894%	546	1,2639%
1, E-06	620	1,4352%	607	1,4051%
1, E-05	708	1,6389%	690	1,5972%
1, E-04	862	1,9954%	834	1,9306%
1, E-03	1161	2,6875%	1131	2,6181%
1, E-02	1924	4,4537%	1884	4,3611%
1, E-01	5788	13,3981%	5748	13,3056%
1, E+00	43042	99,6343%	43104	99,7778%

Fonte: o Autor, 2019.

TABELA AII 4 – TESTES DE SENSIBILIDADE PARA O SENSOR 3 IHAOSPACE SDS011 MP₁₀

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-100	19	0,0440%	25	0,0579%
1, E-90	20	0,0463%	28	0,0648%
1, E-80	24	0,0556%	33	0,0764%
1, E-70	28	0,0648%	36	0,0833%
1, E-60	30	0,0694%	40	0,0926%
1, E-50	36	0,0833%	47	0,1088%
1, E-40	49	0,1134%	57	0,1319%
1, E-30	56	0,1296%	72	0,1667%
1, E-20	93	0,2153%	96	0,2222%
1, E-19	97	0,2245%	98	0,2269%
1, E-18	103	0,2384%	105	0,2431%
1, E-17	109	0,2523%	109	0,2523%
1, E-16	113	0,2616%	112	0,2593%
1, E-15	117	0,2708%	119	0,2755%
1, E-14	124	0,2870%	124	0,2870%
1, E-13	135	0,3125%	133	0,3079%
1, E-12	145	0,3356%	138	0,3194%
1, E-11	158	0,3657%	146	0,3380%
1, E-10	165	0,3819%	159	0,3681%
1, E-09	179	0,4144%	173	0,4005%
1, E-08	202	0,4676%	194	0,4491%

Sensibilidade	Número de <i>Outliers</i> A	% <i>Outliers</i> A	Número de <i>Outliers</i> B	% <i>Outliers</i> B
1, E-07	229	0,5301%	213	0,4931%
1, E-06	259	0,5995%	253	0,5856%
1, E-05	320	0,7407%	321	0,7431%
1, E-04	400	0,9259%	417	0,9653%
1, E-03	616	1,4259%	678	1,5694%
1, E-02	1297	3,0023%	1350	3,1250%
1, E-01	5221	12,0856%	5186	12,0046%
1, E+00	43108	99,7870%	43170	99,9306%

Fonte: o Autor, 2019.

APÊNDICE III – BOX-PLOT DOS RESULTADOS DOS SENSORES DE BAIXO CUSTO SEM PADRONIZAÇÃO DE ESCALA

FIGURA AIII 1 – BOX-PLOT SENSOR 1 GP2Y1010AU0F

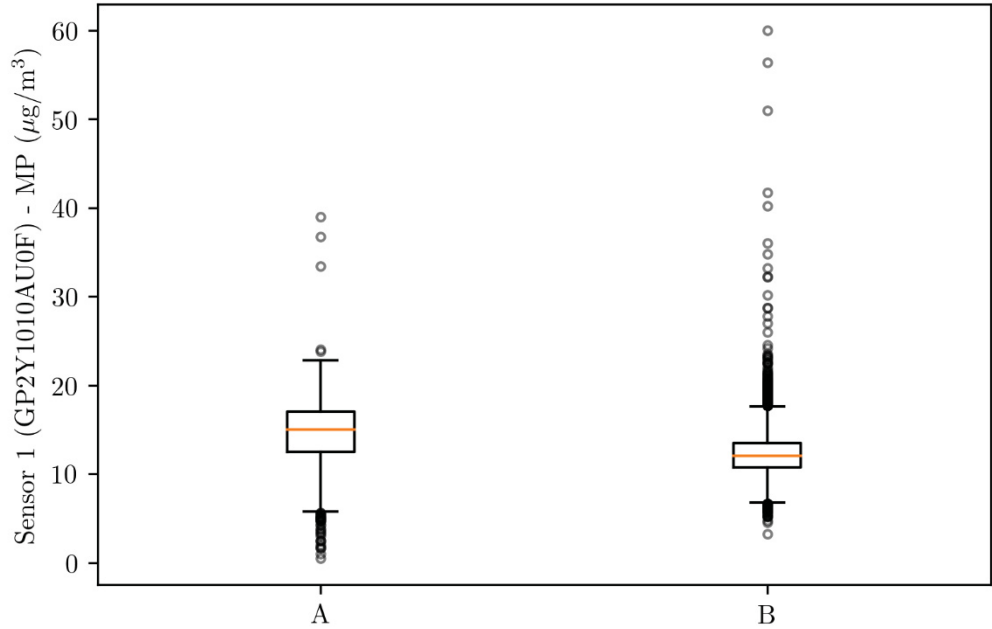


FIGURA AIII 2 – BOX-PLOT SENSOR 2 SHINYEI PPD42NS

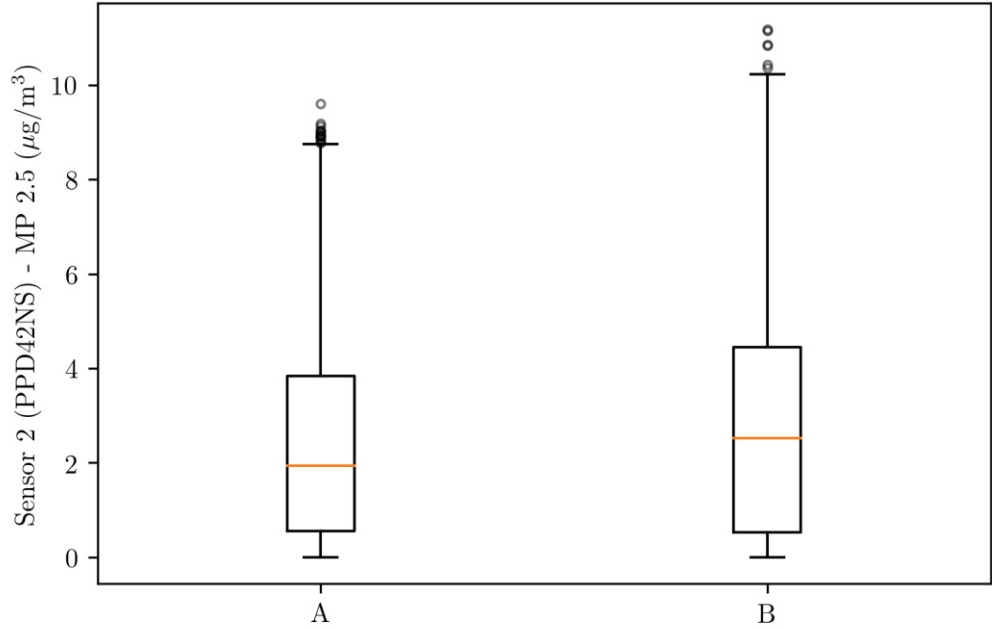


FIGURA AIII 3 – IHAOSPACE SDS011 MP_{2,5}

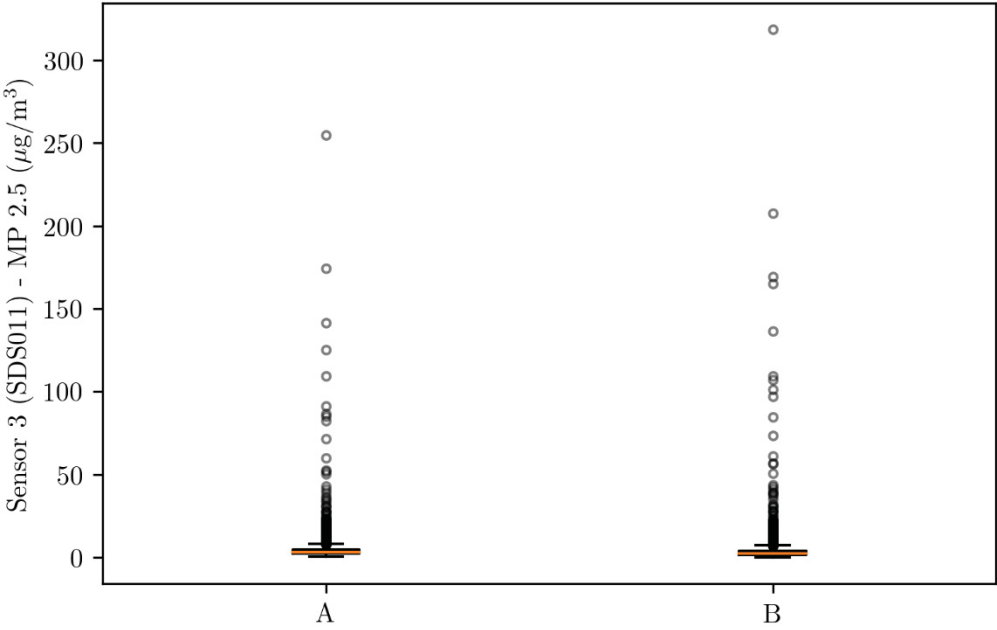


FIGURA AIII 4 – IHAOSPACE SDS011 MP₁₀

